VIII Congreso Ibérico de las **Ciencias del Suelo**

VIII Congresso Ibérico de **Ciências do Solo**

DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN
20 - 22 JUNIO 2018

CICS2018

VIII Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo

VIII Congresso Ibérico de Ciências do Solo

DONOSTIA-SAN SEBASTIÁN

20 - 22 JUNIO 2018

ISBN 978-84-09-02936-5

ORGANIZAN

SECS

SPCS
Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo

neiker tecnalia

EUSKO JAURLARITZA
GOBIERNO VASCO
EKONOMIAREN GARAPEN ETA AZPIEGITURA SAILA
DEPARTAMENTO DE DESARROLLO ECONÓMICO E INFRAESTRUCTURAS

eman ta zabal zazu
UPV EHU

upna
Universidad Pública de Navarra
Nafarroako Unibertsitate Publikoa

COLABORAN

ihobe

PATROCINAN

EUSKO JAURLARITZA
GOBIERNO VASCO
HEZKUNTZA SAILA
DEPARTAMENTO DE EDUCACIÓN

ÍNDICE

11	**Prólogo 1**
12	**Prólogo 2**
14	**Comités**
16	**Programa Científico**
	PONENCIA INVITADA
19	Hacia una estrategia de protección del suelo para el País Vasco. ANA I. ALZOLA ECHAZARRA
	PONENCIA MAGISTRAL
24	From process understanding via soil functions to sustainable soil management - a systemic approach. Dra. UTE WOLLSCHLÄGER
	PONENCIAS INVITADAS
29	Uso sustentável dos solos e intensificação da produção agroflorestal. MANUEL MADEIRA
33	Génesis, clasificación y cartografía de suelos. JOKIN DEL VALLE LERSUNDI
36	Protección y rehabilitación de suelos. Dra. OLATZ UNAMUNZAGA
47	El suelo en las estrategias de adaptación al cambio climático a la escala regional. Dr. IÑIGO VIRTO
56	Em defesa de políticas públicas integradas para o solo. Dr. CARLOS ALEXANDRE
60	Los isótopos del agua como trazadores del almacenamiento y transferencia del agua en el suelo. Experiencias a diferentes escalas espacio-temporales. Dra. PILAR LLORENS
65	Manejo sostenible del suelo y servicios ecosistémicos: un binomio necesario. Dr. JORGE ÁLVARO-FUENTES
	SESIÓN 1: "Intensificación sostenible de la producción agroforestal"
	ORALES
70	Solarización, biofumigación y biosolarización como estrategias en agricultura sostenible: efecto en algunas propiedades del suelo. ANTONIO SÁNCHEZ NAVARRO
74	Los pastos versus cultivos forrajeros y la enmienda con espuma de azucarería para mejorar suelos ácidos degradados. RAFAEL ESPEJO
78	Los estudios de microbioma: una herramienta últil para guiar la gestión sostenible de los suelos. IVÁN FRANCO MANCHÓN
82	Efeito de minerais de ferro e manganês no arsénio solúvel em incubações laboratoriais: resultados preliminares. JORGE DELGADO NUNES
86	Diez años de agricultura de conservación en un suelo Typic Xerofluvent en condiciones semiáridas. I. Efecto sobre el carbono orgánico y particulado del suelo. AURORA SOMBRERO
	POSTERS
91	Adsorción-desorción de sulfametoxipiridazina en suelos agrícolas. CRISTINA ÁLVAREZ-ESMORÍS
95	Cinéticas y capacidad de adsorción de sulfametoxipiridazina, enrofloxacina y doxiciclina en suelos agrícolas. CRISTINA ÁLVAREZ-ESMORÍS
99	Transporte de sulfadiazina en suelos agrícolas con distintos contenidos de materia orgánica. MANUEL ARIAS-ESTÉVEZ
103	Risk assessment of P losses and soil P status of vineyard soils from the Douro Valley and Vinhos Verdes regions. RUI BAJOUCO
107	Fertilidad del Suelo en Sistemas Ganaderos Tropicales a lo Largo de Gradientes de Lluvia en el Sur de México. JULIO CAMPO
110	Efectos secuenciales de los posos de café sobre el crecimiento y el contenido mineral de Lactuca sativa y la fertilidad química de un suelo agrícola Mediterráneo. ANA CERVERA-MATA
114	Efectos de los posos de café sobre los microorganismos del suelo. Evaluación mediante indicadores PGPB (bacterias promotoras del crecimiento vegetal). ANA CERVERA-MATA

118	Influencia de diferentes factores abióticos y bióticos en la degradación de sulfadiazina. MANUEL CONDE-CID
122	Dinâmica do azoto em solos fertilizados com chorume de porco tratado por acidificação ou adição de inibidor de nitrificação. JOAO COUTINHO
126	Influência dos níveis de arsénio solúvel nas atividades enzimáticas em incubações laboratoriais de solo JORGE DELGADO NUNES
130	The carbon pool determined by permanganate as a tool to evaluate the short–term effect of slurry application on soil carbon. IRENE FRAGA
134	Valores de referencia y variabilidad espacial de elementos potencialmente tóxicos (PTEx) en el horizonte superficial de suelos naturales en La Rioja. VICTORIA IÑIGO
138	Sistemas de gestão dos montados e a qualidade do solo. MANUEL MADEIRA
142	Fertilización con té de compost: una alternativa sostenible en la producción de Capsicum annuum L. MARTA OTERO
146	Adsorción-desorción de Terbutryn en suelos de viñedo ácidos. CRISTINA PÉREZ-NOVO
150	Cambios en la actividad enzimática del suelo por aplicación de cubiertas vegetales en cultivos subtropicales. MARINO PEDRO REYES-MARTÍN
154	Diez años de agricultura de conservación en un suelo Typic Xerofluvent en condiciones semiáridas. II. Variación de las propiedades químicas del suelo. AURORA SOMBRERO
158	Efecto de técnicas de manejo sostenible del suelo en el ciclo del carbono en regiones agrícolas semiáridas. IDOIA URRUTIA
162	Impacto de diferentes prácticas agrícolas sobre la abundancia de hongos y bacterias en un suelo bajo clima semi-árido. MARIELA NAVAS
	SESIÓN 2: "Génesis, clasificación y cartografía de suelos"
	ORALES
166	Mineralogía de arcillas y la génesis de los suelos del margen Cantábrico oriental. MARTÍN ARRIOLABENGOA
170	Can the infrared spectroscopy be a tool for identification and differentiation of soil horizons? MANUEL MADEIRA
174	Formas de hierro en tres secuencias de paleosuelos situados en un entorno cárstico mediterráneo. ANTONIO FORSS
	POSTERS
179	Seis décadas de estudio del tapiz edáfico en el sistema montañoso de Sierra Nevada (España). ALBERTO MOLINERO-GARCÍA
	SESIÓN 3: "Protección y Restauración de Suelos"
	ORALES
184	Efectos de la aplicación de compost vegetal, triasulfurón y prosulfocarb sobre la comunidad microbiana del suelo. CARLOS GARCÍA DELGADO
188	El papel de los cultivos cubierta de invierno en la recuperación de suelos degradados en sistemas de regadío del centro de España. CHIQUINQUIRÁ HONTORIA
192	Sucesión vegetal y cambios en el suelo en una ladera minera restaurada. DAPHNE LÓPEZ-MARCOS
196	Utilização de resíduos da indústria de pasta de papel para a remediação de solos degradados por atividades mineiras: benefícios e constrangimentos. PAULA ALVARENGA
200	BIONANO 2.0 - IRAGAZ. Diseño y construcción de una nanobiopila a escala piloto para la descontaminación de suelos mediante la aplicación conjunta de nanorremediación y biorremediación. AMAIA MENDOZA
	POSTERS
205	Producción de distintos biochars con potencial aplicación como fertilizantes. SARA ACEÑA HERAS
209	Avaliação preliminar da contaminação por metais pesados nos solos de uma Base de Treino Militar. PAULA ALVARENGA

213	Adsorción de fluoruro en suelos y subproductos en función de diferentes condiciones del medio. ESPERANZA ÁLVAREZ-RODRÍGUEZ
217	Eficacia e impacto del uso de nanopartículas de hierro cerovalente en la remediación de suelos contaminados con lindano y Zn. MIKEL ANZA
221	Interacción entre Populus x canadensis y/o en co-cultivo con Medicago sativa durante la revegetación de suelos contaminados con hidrocarburos y benzopireno. UNAI ARTETXE
225	Evaluación del riesgo ecológico por mercurio en suelos de invernadero. RAFAEL BOLUDA HERNÁNDEZ
229	Efecto de la materia orgánica disuelta en la determinación de tolerancia de las comunidades bacterianas a metales pesados mediante el método de incorporación de leucina. CLAUDIA CAMPILLO-CORA
233	Dinámica de la Materia Orgánica y el Fósforo del Suelo bajo Fuegos Prescriptos en Diferentes Ecosistemas Mediterráneos en el Sur de Europa. JULIO CAMPO
236	Vulnerabilidade do Solo e da Água nos Sistemas Agro-Florestais, sob Condições Climáticas Mediterrânicas. ANTONIO CANATÁRIO DUARTE
240	Fraccionamiento de fósforo en suelos de mina restaurados con enmiendas orgánicas formuladas a partir de residuos. CARMEN MONTERROSO
244	Impacto de dos enmiendas orgánicas y de la temperatura en la degradación de clortoluron y flufenacet en un suelo agrícola. MARÍA JOSÉ CARPIO
248	El reto de los microcontaminantes en los suelos agrícolas. ISABEL COLETO
252	Dissipation of tetracyclines in aqueous media. MONTSERRAT DÍAZ-RAVIÑA
256	Recuperación de suelos degradados con cultivos energéticos: producción de biomasa e impactos en el funcionamiento del suelo. MARÍA TERESA DOMÍNGUEZ
260	Soil restoration strategies in the Guadiamar River Valley. Evaluation of 20 year of monitoring after the Aznalcóllar mining accident. MARÍA TERESA DOMÍNGUEZ
263	Uso de arcillas como material adsorbente para la eliminación de plaguicidas. ESPERANZA DURÁN
267	¿Qué factores afectan a la diversidad de organismos edáficos en entornos urbanos?. LUR EPELDE
271	Adsorción de fósforo en suelos y subproductos afectada por pH y tiempo de incubación. MARÍA J. FERNÁNDEZ SANJURJO
275	Comparação da eficácia de medidas de controlo da erosão pós-fogo: simulações com a USLE para cenários de aplicação no NE de Portugal. TOMAS FIGUEIREDO
279	Comportamiento del monoterpeno carvona en un suelo agrícola. BEATRIZ GÁMIZ
283	Efectividad de distintos tipos de nanopartículas de hierro con valencia cero para la inmovilización de As y Hg en un suelo de brownfield. M. DEL MAR GIL-DÍAZ
287	Lixiviación de clomazona en suelos de arroz con diferentes sistemas de manejo: efectos a corto plazo. SORAYA GÓMEZ FERNÁNDEZ
291	Efecto de la aplicación de compost de alperujo en la disipación de bispyribac-sodio bajo condiciones aeróbicas en suelos de arroz con diferentes técnicas de laboreo. SORAYA GÓMEZ FERNÁNDEZ
295	Rehabilitación de sedimentos fluviales contaminados por metales pesados de industrias curtidoras y actividades ganaderas mediante la técnica de fitoextracción (Proyecto Life+ Riverphy). MELISA GÓMEZ GARRIDO
299	Rumex acetosa L.: ¿Es esta pseudometalofita una "caja del tesoro" para la fitorremediación de suelos contaminados con Zn, Cd y Pb?. MARIA TERESA GÓMEZ SAGASTI
303	Transferencia de Hg a un suelo de bosque caducifolio a través de la caída de material senescente. ANTÍA GÓMEZ-ARMESTO
307	Influencia del tipo de vegetación en el contenido y acumulación de Hg en horizontes Oi de suelos forestales del NE de Portugal. ANTÍA GÓMEZ-ARMESTO
311	Biorremediación de un suelo contaminado con diurón mediante la aplación de bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora por procesos de fermentación e hidrólisis enzimáticas. ISIDORO GÓMEZ-PARRALES
315	Estrategias de fitogestión para aumentar la biodiversidad vegetal y microbiana en suelos contaminados. ANTONIO HERNÁNDEZ

319	Contenidos y distribución edafogeoquímica de algunos elementos potencialmente tóxicos (PTEx) en suelos de viñedo de La Rioja DOCa. VICTORIA IÑIGO
323	Diseminación de Genes de Resistencia a Antibióticos como Consecuencia de la Aplicación de Lodos de Depuradora en Suelos Agrícolas. LEIRE JAUREGI
327	Degradación diferencial entre combustibles de origen fósil y biológico (biodiésel) en suelos con contaminación mixta. RAFAEL G. LACALLE
331	Efectos de biochar y compost en un suelo de huerto urbano moderadamente contaminado por metales pesados. RAFAEL LÓPEZ NÚÑEZ
335	Tecnosuelos construidos a partir de residuos municipales en Vitoria-Gasteiz (España). VILELA LOZANO J.
339	Aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente sobre suelos agrícolas. Efectos sobre el suelo y la producción de cereal. CAROLINA MANCHO ALONSO
343	Influencia del tipo de suelo y uso del mismo en la salinidad de los suelos de la Vega Media del río Segura (Murcia). PURA MARÍN SANLEANDRO
347	Evaluación de la contaminación residual en los suelos del Corredor Verde del Guadiamar mediante bioensayo con lombriz de tierra (Eisenia andrei). FRANCISCO MARTÍN
351	Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de arsénico entre los horizontes de un suelo de turbera. FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ
355	La importancia del manejo post-incendio en las propiedades del suelo: un caso de estudio en el Parque Natural del Montgó (E España). JORGE MATAIX-SOLERA
359	Proyecto de innovación docente: Degradación y restauración de ambientes meditarráneos (Erasmus + project) AGUSTÍN MERINO
363	Variación intragénero en la distribución de mercurio en diferentes especies del género Cistus crecidas en la misma parcela. ROCÍO MILLÁN
366	Utilización de nanopartículas de magnetita en la descontaminación de suelos afectados por actividad minera. ANA MOLINER
369	Dinámica del C en suelos de mina sujetos a procesos de fitoestabilización asistida con aplicación de enmiendas orgánicas. CARMEN MONTERROSO
373	Potentially Toxic Elements extraction in a Creosote contaminated soil. ESMERALDA MORILLO
377	Biorrecuperación de un suelo contaminado con trifluralina usando bioaumento y ciclodextrina. ESMERALDA MORILLO
381	Utilización de subproductos orgánicos vegetales para mejorar las propiedades físicas de suelos alterados. JOSÉ NAVARRO PEDREÑO
385	Aplicação de análise espacial para a interpretação do relevo como fator de erosão dos solod da Ilha-do-Fogo, Cabo Verde. MARIA CLOTILDE NETA
389	Contenido y distribución de Hg en suelos podzólicos del Centro de Portugal. JUAN CARLOS NÓVOA-MUÑOZ
393	Fraccionamiento de Cu y Zn en la rizosfera de plantas ruderales de viñedos de la Ribeira Sacra (NO Península Ibérica). JUAN CARLOS NÓVOA-MUÑOZ
397	Retención de cromo VI y fluoruro en suelos y material pirítico tratados con diversos subproductos. AVELINO NÚÑEZ-DELGADO
401	Adsorción-desorción de MPCA en tres suelos de ambiente mediterráneo enmendados con compost de alperujo DAVID PEÑA ABADES
405	Efecto de las técnicas de agricultura de conservación en la estabilidad estructural y humedad en suelo dedicado al cultivo del arroz. DAVID PEÑA ABADES
409	Niveles de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en cenizas y suelos afectados por un incendio forestal en el NO España. CRISTINA PÉREZ NOVO
413	Variabilidad espacial del contenido de mercurio en suelos de España: Influencia de las centrales tármicas de carbón. JOSÉ ANTONIO RODRÍGUEZ MARTÍN
417	Efecto de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo. VANESA SANTÁS-MIGUEL
421	Influencia de la Corteza de Pino en la Toxicidad de la Tetraciclina sobre las Comunidades Bacterianas del Suelo. VANESA SANTÁS-MIGUEL

425	Uso de Tecnosoles "a la carta" para la mejora de la calidad química y biológica de escombreras de sulfuros de la mina Fé (Ciudad Rodrigo, España). ERIKA S. SANTOS
429	Mineralização e lixiviação in-situ de N a partir de resíduos vegetais aplicados ao solo. JOÃO RICARDO SOUSA
433	Efeito da estabilidade da matéria orgânica de dois resíduos sólidos urbanos na mineralização e lixiviação de N. JOÃO RICARDO SOUSA
437	Evolución de diferentes hidrocarburos aromáticos policíclicos en un suelo enmendado con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora por procesos de fermentación. Efecto en la actividad deshidrogenasa del suelo. MANUEL TEJADA
441	Respuesta de la actividad deshidrogenasa de un suelo contaminado con oxifluorfen y enmendado con bioestimulantes obtenidos por procesos de fermentación. MANUEL TEJADA
445	Efectos a largo plazo de la estabilización química en suelo minero contaminado con cobre. JULEN URRA
449	Herramientas y metodologías innovadoras en el diagnóstico y remediación de suelos (Proyecto Soil Take Care). RAÚL ZORNOZA
	SESIÓN 4: "Adaptación y mitigación del cambio climático"
	ORALES
454	Especiación de fósforo mediante 31P RMN en bosques tropicales secos a lo largo de un gradiente de lluvia. JULIO CAMPO
458	Efectos interactivos de cambio climático y presión ganadera sobre el funcionamiento del suelo en ecosistemas de dehesas. MARÍA T. DOMÍNGUEZ
461	Secuestro de CO_2 en un suelo calizo al utilizar cenizas de biomasa de la industria olivarera. RAFAEL LÓPEZ NÚÑEZ
465	Estudo preliminar da influência do uso da terra sobre o estoque de carbono da bacia do Alto rio Sabor, NE Portugal. FELICIA MARÍA FONSECA
469	¿Cómo afecta el material de partida y el tratamiento pirolítico al contenido en black carbon del biochar? MARINA GETINO
473	Los factores formadores del suelo y su efecto sobre el secuestro de carbono y la estructura molecular de la materia orgánica. ANA MARÍA ÁLVAREZ
	POSTERS
478	Effect of Cu contamination in laboratory assessment of potential nitrification and denitrification in a vineyard soil. VANESSA ALMEIDA
482	Evaluación de las propiedades hidrológicas del suelo asistida por análisis gráfico-estadístico de datos pirolíticos de sustancias húmicas. ANA M. ÁLVAREZ
486	La biodegradabilidad de la materia orgánica en relación con las propiedades hidrofísicas de suelos semiáridos del centro de España. PILAR CARRAL
490	La macrofauna edáfica en relación con la calidad del suelo en cultivos agroecológicos en Cuba. PILAR CARRAL
494	Calculadora de absorciones ex ante de CO_2 en el País Vasco (biomasa y suelo). OSCAR DEL HIERRO
498	Caracterización molecular de la fracción orgánica del suelo Glomalina Fácilmente Extraible (GFE). JOSÉ A. GONZÁLEZ-PÉREZ
502	Bosques mixtos vs puros en la provisión de bienes y servicios ecológicos. DAPHNE LÓPEZ-MARCOS
506	Efectos del cambio de uso del suelo en el balance de carbono de un paisaje ganadero en Matiguás, Nicaragua. ANA MOLINER
510	Baixa eficiência das leguminosas grão em rotações de culturas para a melhoria da agregação do solo e estabilização do COS num Cambissolo. MIGUEL OLIVEIRA
513	Dinámica del Nitrógeno en el suelo tras la aplicación de estiércol de ave. EDUARDO ROSA GONZÁLEZ
517	Efecto de la adicción de biocarbón en la distribución del C en fracciones separadas según tamaño de partícula de un suelo de pasto. RUTH SAIZ RUBIO
521	Detección de la floculación incipiente de ácidos húmicos mediante perturbación de pulsos resistivos en TRPS. DIEGO SOTO GÓMEZ

	SESIÓN 5: "Suelos y sociedad "
	ORALES
526	Efecto de la colonia de gaviota patiamarilla sobre los suelos de dos hábitats de interés comunitario en el Parque Nacional de las Calanques (SE Francia). XOSÉ LOIS OTERO PÉREZ
530	Obtención de un Bioestimulante edafológico a partir de OKARA mediante un proceso enzimático: Caracterización química y funcional. ANGEL ORTS
534	Influencia del tipo de suelo en la composición en antocianos de la uva. JOSÉ Mª MARTÍNEZ-VIDAURRE
538	Efecto de las proteasas sobre el suelo: Bioestimulación y biodiversidad microbiana. PABLO CABALLERO JIMÉNEZ
542	Aplicación de tres ácidos orgánicos en suelos: Efectos sobre la comunidad bacteriana. SANDRA DEL ROCÍO MACÍAS BENÍTEZ
	POSTERS
547	Estudio de los suelos de la Comarca de Molina de Segura (Murcia) para un sistema agropolitano sostenible y resiliente. PURA MARÍN SANLEANDRO
	SESIÓN 6: "Función hidrológica de los suelos "
	ORALES
552	Evaluación de la influencia de los parámetros del suelo en la modelización hidrológica. MAITE MEAURIO
556	Evaluación hidrológica de la influencia de factores antrópicos y de cambios climáticos en procesos de degradación de tierras. ILDEFONS PLA SENTÍS
560	Variación de las características fractales de la macroporosidad de un suelo bajo diferente laboreo. DIEGO SOTO GÓMEZ
564	Cambios hidrológicos causados por un incendio forestal: Efectos sobre la componente superficial y basal. JAVIER CANCELO GONZÁLEZ
568	Caracterización de las propiedades hídricas de los suelos para el manejo del riego y la modelización de los retornos en el Barranco del Reguero (Huesca). ASUNCIÓN USÓN MURILLO
572	Efectos del desembosque de madera en las propiedades hidrológicas del suelo en una clara en el Norte de España. NAHIA GARTZIA BENGOETXEA
	POSTERS
577	Presencia de pesticidas y algunos de susproductos de degradación en aguas naturales de la zona vinícola incluida en la D.O. Jumilla. M. SOLEDAD ANDRADES
581	Incendios forestales. Uso de herramientas quimiométricas. JOSÉ A. GONZÁLEZ-PÉREZ
	SESIÓN 7: "Servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos "
	ORALES
586	Relaciones entre las fracciones de fósforo edáfico, las propiedades del suelo y la productividad forestal en plantaciones de pinar del norte de España. TERESA BUEIS
590	Evaluación de la calidad del suelo de tres unidades de vegetación utilizando parámetros del ciclo vital de la especie Eisenia andrei como bioindicadores. MERCEDES ORTEGA HIDALGO
594	Impacto da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono em áreas de montanha da região mediterrânea. FELICIA FONSECA
598	Impacto de la diversificación en cultivos leñosos sobre propiedades edáficas y la producción en clima mediterráneo: un meta-análisis de estudios de campo. RAÚL ZORNOZA
602	Microbioma del Txakoli; el suelo, desde una perspectiva ómica. IGOR BAROJA
606	Impacto del pastoreo de ganado vacuno en las comunidades microbianas del suelo en un sistema silvopastoral adehesado. PILAR GARCÍA-GONZALO
	POSTERS
611	Propiedades químicas del suelo en pastos de puerto en el Pirineo Central: Nardion versus Bromion. DAVID BADÍA-VILLAS

615	Estimación del crecimiento bacteriano en suelos con distinto pH: optimización del tiempo de incubación DAVID FERNÁNDEZ-CALVIÑO
619	Residuos orgánicos, materia orgánica edafica, sustancias húmicas y agricultura ecológica: detectando confusiones. JUAN F. GALLARDO LANCHO
623	Efectos de las quemas prescritas de matorral para la recuperación de pastos sobre las propiedades del suelo en el Pirineo Central. ANTONIO GIRONA-GARCÍA
627	Diversidad bacteriana en suelos de zonas contaminadas y no contaminadas de una mina de cobre. MARIELA NAVAS
630	Caracterización de tecamebas en microhábitats edáficos de un histosol de la Serra do Xistral (Galicia) XABIER PONTEVEDRA-POMBAL
634	Aspectos metodológicos para la determinación del color en estudios de relación suelo-planta. PATRICIA SANMARTÍN
638	Los factores edáficos como promotores de la especiación vegetal: el caso del complejo acidófilo Jasione gr. crispa (Campanulaceae). PATRICIA SANMARTÍN
642	El limaco Arion ater: Plaga agrícola o benefactor del suelo? Modelado de su reproducción. JESUS MARI TXURRUKA
	PONENCIA CLAUSURA
647	Politíca europea de protección del suelo. CLAUDIA OLAZÁBAL

PRÓLOGO 1

El Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo es un evento promovido por la Sociedad Portuguesa de la Ciencia del Suelo (SPCS) y la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo (SECS). En su VIII edición, organizado por NEIKER-Tecnalia, la UPV/EHU y la UPNA en San Sebastián, el congreso supone un foro de encuentro entre investigadores para intercambiar los últimos avances, estudios y debatir sobre el futuro de la ciencia del suelo y cómo podemos contribuir a un uso más sostenible de los mismos. En esta edición la temática elegida ha sido "El suelo, recurso sostenible para la bioeconomía", siendo ésta definida como la producción sostenible de biomasa para incrementar su uso en diferentes sectores económicos y sociales. Nos encontramos ante muchos retos, entre ellos poner en valor los suelos para conseguir una economía basada en el uso de materias primas producidas mediante manejos sostenibles. Para ello es necesario concienciar a la sociedad sobre la preservación de la calidad de los suelos, el conocimiento de los mismos para que sus usos sean los más adecuados a su aptitud, demostrar mediante estudios la capacidad de los suelos de contribuir a la adaptación y mitigación del cambio climático. La bioeconomía entre otras cosas ayudará a realizar cambios en la gestión forestal, poner en valor los recursos forestales que contribuirán a evitar incendios catastróficos y conseguir bosques saludables y más resilientes con el fuego. En todo este proceso de transformación, el estudio del suelo debe ser clave para las políticas de gestión.

Estamos seguros de que este congreso -con más de 170 participantes inscritos- contribuirá a conseguir los objetivos que nos marcamos, y que este libro de resúmenes, con cerca de 156 trabajos, será de gran utilidad para nuestra comunidad científica y para la transferencia de nuestros conocimientos a la sociedad.

Dr. Jorge Mataix-Solera
Presidente de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo

Dr. Carlos Alexandre
Presidente de la Sociedad Portuguesa de la Ciencia del Suelo

PRÓLOGO 2

Gracias a la economía basada en los combustibles fósiles la sociedad moderna ha conseguido el mayor bienestar, paz y esperanza de vida de su historia. Sin embargo, junto a este desarrollo hemos producido externalidades negativas enormes como la extinción masiva de organismos, la acumulación de residuos, o la modificación de la composición de la atmósfera de tal manera que el planeta se calienta a un ritmo frenético. Incluso hemos promovido el comienzo a una nueva era geológica en la que nos hemos erigido como agentes del cambio global: El Antropoceno. La bioeconomía supone un cambio de paradigma; la transición desde una economía lineal basada en materiales de origen fósil a una economía circular y sostenible basada en materias primas renovables de origen biológico manteniendo el bienestar social. Se trata de obtener la mayor parte de los productos que obtenemos de los materiales fósiles a partir de biomasa y esto puede suponer una intensificación de la producción agraria. El manejo sostenible de los suelos, se convierte, de esta manera, en el foco de este nuevo paradigma. La bioeconomía pretende ser una herramienta de lucha contra el cambio climático y el suelo vuelve a mostrar su importancia. Siendo el segundo reservorio de carbono del planeta es fundamental para ralentizar el calentamiento. Además, para mitigar sus consecuencias es de especial relevancia la adaptación del manejo del suelo a las nuevas condiciones así como tener presente su relevancia en la hidrología de los sistemas terrestres. Por ello, la protección de los suelos y la recuperación de sus funciones primordiales tras su degradación muestran la posición central que el suelo tiene en el bienestar de la sociedad. Una sociedad que demanda biomasa, agua limpia, diversidad biológica, y una gran cantidad de servicios que los suelos proporcionan cuando son manejados de manera sostenible. El conocimiento profundo de los diferentes tipos de suelos y de la relación que existe entre ellos es, pues, primordial para comprender todos y cada uno de los aspectos anteriores. Por ello, desde la organización de esta VIII edición del Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo hemos querido abordar el conocimiento del recurso suelo desde diferentes puntos de vista donde la gente de ciencia contraste ideas y resultados, intercambie hipótesis y conclusiones y profundice su conocimiento para ser el cimiento en el que se asienten las políticas que harán posible este cambio.

Junto a las sesiones científicas, hemos previsto tres excursiones para: (i) ver ejemplos de uso del conocimiento del suelo aplicado a la intensificación sostenible para la producción de alimentos en cultivo ecológico, (ii) conocer la apuesta que desde los entornos urbanos se comienza a hacer para valorar y favorecer la preservación de los suelos de alta calidad como eje central de la política alimentaria (con el ejemplo concreto de la ciudad de Vitoria-Gasteiz), y (iii) mostrar soluciones técnicas frente a la contaminación de suelos (con el ejemplo concreto de los suelos contaminados por lindano, en la Comunidad Autónoma del País Vasco).

Estas visitas prueban que el saber ("know why") y el saber hacer ("know how") son parte de nuestro trabajo cotidiano. Es verdad que son muchas las amenazas que afectan a este recurso tan valioso aunque no suficientemente valorado ("out of sight, out of mind"). En el Congreso vamos a tratar de que este último aforismo inglés pierda parte de su vigencia, ya que aun sabiendo que los suelos son un medio complejo, que su descripción requiere de una metodología precisa sólo al alcance de especialistas, y que los términos que usamos son de difícil comprensión fuera de nuestra especialidad, debemos hacer el esfuerzo de colaborar a transferir nuestro conocimiento a otros especialistas de áreas de conocimiento diferentes así como a divulgar el valor de los suelos al conjunto de la Sociedad.

En el Congreso se trata de abordar ambos aspectos, el saber es fundamental y es necesario ("aquel que no conoce los fundamentos de un método, está condenado a repetirlo"), y así el saber está bien representado en la sesiones de "Génesis, clasificación y cartografía de suelos", en "Servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos" y en "Suelos y Sociedad", mientras que saber y saber hacer se entremezclan en mayor proporción en el resto de las sesiones: "Intensificación sostenible de la producción agroforestal", "Función hidrológica de los suelos, "Protección y restauración de suelos", y "Adaptación y mitigación del cambio climático".

No sólo preservar, sino incrementar de manera sostenible los servicios (de aprovisionamiento, de apoyo, de regulación y culturales) que proporcionan los suelos a través de las funciones de los mismos, es el objetivo último del conjunto de ponencias y comunicaciones que forman parte del programa científico.

Finalmente, como Comité Organizador os damos la bienvenida (Ongi etorri!) a este octava edición del Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo, que nos va a dar la oportunidad de intercambiar conocimientos e ideas, y, por supuesto, disfrutar de estos días juntos.

Comité Organizador CICS2018

COMITÉ ORGANIZADOR
CICS 2018

NEIKER-Tecnalia
Gerardo Besga
Nahia Gartzia
Ander Arias

UPV/EHU
Ane Zabaleta
Iñaki Antigüedad

UPNA
Iñigo Virto
Jorge Mataix-Solera
Carlos Alexandre

COMITÉ CIENTÍFICO
CICS 2018

Iñaki Antigüedad - **UPV/EHU**
Ane Zabaleta - **UPV/EHU**
Jorge Mataix-Solera - **Universidad Miguel Hernández**
Mª Carmen Hermosín Gaviño - **IRNAS-CSIC**
Raúl Zornoza Belmonte - **Universidad Politécnica de Cartagena**
Irene Ortíz Bernad - **Universidad de Granada**
David Badía Villas - **Universidad de Zaragoza**
Manuel Arias Estévez - **Universidad de Vigo**
Iñigo Virto Quecedo - **UPNA**
Nahia Gartzia-Bengoetxea - **NEIKER-Tecnalia**
Ander Arias-González - **NEIKER-Tecnalia**
Gerardo Besga - **NEIKER-Tecnalia**
Ana Aizpurua - **NEIKER-Tecnalia**
Olatz Unamunzaga - **NEIKER-Tecnalia**
Carlos Garbisu - **NEIKER-Tecnalia**
Lur Epelde Sierra - **NEIKER-Tecnalia**
Roberto Ruiz de Arcaute Rivero - **NEIKER-Tecnalia**
Ana Alzola Echazarra - **IHOBE**
Armindo Afonso Martins - **Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro**
Carlos Alexandre - **ICAAM, Universidade de Évora**
Ernesto Vasconcelos - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
Fernando Monteiro - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
Francisco Lúcio dos Santos - **ICAAM, Universidade de Évora**
Henrique Ribeiro - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
João Coutinho Mendes - **Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro**
Jorge Pinheiro - **Universidade dos Açores**
José Casimiro Martins - **Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P.)**
Manuel Madeira - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
Maria da Conceição Gonçalves - **INIAV, I. P., SPCS**
Maria do Carmo Horta - **Instituto Politécnico de Castelo Branco**
Maria Madalena Fonseca - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
Maria Manuela Abreu - **Instituto Superior de Agronomia, U. Lisboa**
Miguel Brito - **Instituto Politécnico de Viana do Castelo**
Tiago Ramos - **MARETEC, Instituto Superior Técnico, U. Lisboa**
Tomás Figueiredo - **Instituto Politécnico de Bragança**

PROGRAMA CIENTÍFICO

MIÉRCOLES 20 DE JUNIO 2018

Hora	Auditorio	Sala 1.1-1ª Planta
09:30 - 09:50	**Ponencia de IHOBE: Estrategia vasca de protección del suelo.** ANA ALZOLA Moderador: Iñigo Virto	
09:50 - 10:30	**From process understanding via soil functions to sustainable soil management - a systemic approach** Dra. UTE WOLLSCHÄGER Moderador: Iñigo Virto	
10:30 - 11:00	Inauguración	
11:00 - 12:00	Café y Pósters	
12:00 - 14:00	**Intensificación sostenible de la producción agroforestal** Moderador: Carlos Alexandre	**Función hidrológica de los suelos** Moderador: Ane Zabaleta
12:00 - 12:30	**Uso sustentável dos solos e intensificação da produção agroflorestal** MANUEL MADEIRA	**Los isótopos del agua como trazadores del almacenamiento y transferencia del agua en el suelo. Experiencias a diferentes escalas espacio-temporales.** Dra. PILAR LLORENS
12:30 - 12:45	**Solarización, biofumigación y biosolarización como estrategias en agricultura sostenible: efecto en algunas propiedades del suelo.** ANTONIO SÁNCHEZ NAVARRO	**Evaluación de la influencia de los parámetros del suelo en la modelización hidrológica.** MAITE MEAURIO
12:45 - 13:00	**Los pastos versus cultivos forrajeros y la enmienda con espuma de azucarería para mejorar suelos ácidos degradados.** RAFAEL ESPEJO	**Evaluación hidrológica de la influencia de factores antrópicos y de cambios climáticos en procesos de degradación de tierras.** ILDEFONS PLA SENTÍS
13:00 - 13:15	**Los estudios de microbioma: una herramienta últil para guiar la gestión sostenible de los suelos.** IVÁN FRANCO MANCHÓN	**Variación de las características fractales de la macroporosidad de un suelo bajo diferente laboreo.** DIEGO SOTO
13:15 - 13:30	**Efeito de minerais de ferro e manganês no arsénio solúvel em incubações laboratoriais: resultados preliminares.** JORGE DELGADO NUNES	**Cambios hidrológicos causados por un incendio forestal: Efectos sobre la componente superficial y basal.** JAVIER CANCELO
13:30 - 13:45	**Diez años de agricultura de conservación en un suelo Typic Xerofluvent en condiciones semiáridas. I. Efecto sobre el carbono orgánico y particulado del suelo.** AURORA SOMBRERO	**Caracterización de las propiedades hídricas de los suelos para el manejo del riego y la modelización de los retornos en el Barranco del Reguero (Huesca).** ASUNCIÓN USON
13:45 - 14:00		**Efectos del desembosque de madera en las propiedades hidrológicas del suelo en una clara en el Norte de España.** NAHIA GARTZIA
14:00 - 15:30	Comida	
15:30 - 17:30	**Protección y Restauración de Suelos** Moderador: Manuel Arias	**Adaptación y mitigación del cambio climático** Moderador: Irene Ortíz
15:30 - 16:00	**Protección y rehabilitación de suelos** Dra. OLATZ UNAMUNZAGA	**El suelo en las estrategias de adaptación al cambio climático a la escala regional.** Dr. IÑIGO VIRTO
16:00 - 16:15	**Efectos de la aplicación de compost vegetal, triasulfurón y prosulfocarb sobre la comunidad microbiana del suelo.** CARLOS GARCÍA DELGADO	**Especiación de fósforo mediante 31P RMN en bosques tropicales secos a lo largo de un gradiente de lluvia.** JULIO CAMPO
16:15 - 16:30	**El papel de los cultivos cubierta de invierno en la recuperación de suelos degradados en sistemas de regadío del centro de España.** CHIQUINQUIRÁ HONTORIA	**Efectos interactivos de cambio climático y presión ganadera sobre el funcionamiento del suelo en ecosistemas de dehesas.** MARÍA T. DOMINGUEZ
16:30 - 16:45	**Sucesión vegetal y cambios en el suelo en una ladera minera restaurada.** DAPHNE LÓPEZ-MARCOS	**Secuestro de CO2 en un suelo calizo al utilizar cenizas de biomasa de la industria olivarera.** RAFAEL LÓPEZ NUÑEZ
16:45 - 17:00	**Utilização de resíduos da indústria de pasta de papel para a remediação de solos degradados por atividades mineiras: benefícios e constrangimentos.** PAULA ALVARENGA	**Estudo preliminar da influência do uso da terra sobre o estoque de carbono da bacia do Alto rio Sabor, NE Portugal.** FELICIA MARÍA FONSECA
17:00 - 17:15	**BIONANO 2.0 - IRAGAZ. Diseño y construcción de una nanobiopila a escala piloto para la descontaminación de suelos mediante la aplicación conjunta de nanorremediación y biorremediación.** AMAIA MENDOZA	**¿Cómo afecta el material de partida y el tratamiento pirolítico al contenido en black carbon del biochar?** MARINA GETINO
17:15 - 17:30	**Aplicação de análise espacial para a interpretação do relevo como fator de erosão dos solod da Ilha-do-Fogo, Cabo Verde.** FELICIA MARÍA FONSECA	**Los factores formadores del suelo y su efecto sobre el secuestro de carbono y la estructura molecular de la materia orgánica.** ANA MARÍA ÁLVAREZ
17:30 - 18:00	**Captura de Carbono en suelos forestales en diferentes zonas climáticas de México.** Dr. JORGE ETCHEVERS	

PROGRAMA CIENTÍFICO

JUEVES 21 DE JUNIO 2018

Hora	
08:00 - 08:30	**Excursiones científicas** (Salida Centro Ignacio Mª Barriola- San Sebastián)
17:00 - 19:00	**Visita a ALBAOLA - Factoría marítima vasca**
20:30 - 22:30	**Cena del congreso en típica sidrería vasca**

VIERNES 22 DE JUNIO 2018

Hora	Auditorio	Sala 1.1-1ª Planta
08:30 - 10:30	**Suelos y sociedad** Moderador: Jorge Mataix-Solera	**Génesis, clasificación y cartografía de suelos** Moderador: Agustín Merino
08:30 - 09:00	**Em defesa de políticas públicas integradas para o solo.** Dr. CARLOS ALEXANDRE	**Génesis, clasificación y cartografía de suelos** JOKIN DEL VALLE LERSUNDI
09:00 - 09:15	**Efecto de la colonia de gaviota patiamarilla sobre los suelos de dos hábitats de interés comunitario en el Parque Nacional de las Calanques (SE Francia).** XOSÉ LOIS OTERO PÉREZ	**Mineralogía de arcillas y la génesis de los suelos del margen Cantábrico oriental.** MARTÍN ARRIOLABENGOA
09:15 - 09:30	**Obtención de un Bioestimulante edafológico a partir de OKARA mediante un proceso enzimático: Caracterización química y funcional.** ANGEL ORTS	**Can the infrared spectroscopy be a tool for identification and differentiation of soil horizons?** MANUEL MADEIRA
09:30 - 09:45	**Influencia del tipo de suelo en la composición en antocianos de la uva.** JOSÉ Mª MARTÍNEZ-VIDAURRE	**Formas de hierro en tres secuencias de paleosuelos situados en un entorno cárstico mediterráneo.** ANTONIO FORSS
09:45 - 10:00	**Efecto de las proteasas sobre el suelo: Bioestimulación y biodiversidad microbiana.** PABLO CABALLERO JIMÉNEZ	
10:00 - 10:15	**Aplicación de tres ácidos orgánicos en suelos: Efectos sobre la comunidad bacteriana.** SANDRA DEL ROCÍO MACÍAS BENÍTEZ	
10:30 - 11:00	Coffee break	
Hora	**Auditorio**	
11:00 - 13:00	**Servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos** Moderador: Lur Epelde	
11:00 - 11:30	**Manejo sostenible del suelo y servicios ecosistémicos: un binomio necesario** Dr. JORGE ÁLVARO-FUENTES	
11:30 - 11:45	**Relaciones entre las fracciones de fósforo edáfico, las propiedades del suelo y la productividad forestal en plantaciones de pinar del norte de España.** TERESA BUEIS	
11:45 - 12:00	**Evaluación de la calidad del suelo de tres unidades de vegetación utilizando parámetros del ciclo vital de la especie Eisenia andrei como bioindicadores.** MERCEDES ORTEGA	
12:00 - 12:15	**Impacto da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono em áreas de montanha da região mediterrânea.** FELICIA FONSECA	
12:15 - 12:30	**Impacto de la diversificación en cultivos leñosos sobre propiedades edáficas y la producción en clima mediterráneo: un meta-análisis de estudios de campo.** RAÚL ZORNOZA	
12:30 - 12:45	**Microbioma del Txakoli; el suelo, desde una perspectiva ómica.** IGOR BAROJA	
12:45 - 13:00	**Impacto del pastoreo de ganado vacuno en las comunidades microbianas del suelo en un sistema silvopastoral adehesado.** PILAR GARCÍA-GONZÁLO	
13:00 - 13:30	**Conferencia clausura: Contribución de la ciencia del suelo a la creación de políticas.** CLAUDIA OLAZABAL Moderador: Ander Arias	
13:30 - 14:00	Clausura	
14:00 - 15:30	Almuerzo y pósters	

PONENCIA INVITADA SESIÓN INAUGURAL

Hacia una estrategia de protección del suelo para el País Vasco

Ana I. Alzola Echazarra

IHOBE, Alameda de Urquijo, 36-6º, 48011 Bilbao, ana.alzola@ihobe.eus

Resumen

Tras tres décadas de trabajo en el diseño e implantación de políticas e instrumentos en el ámbito de la contaminación del suelo, el Gobierno Vasco se ha planteado la necesidad de avanzar, en coherencia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y otras metas a nivel internacional, hacia un modelo integral de protección del suelo que aúne los esfuerzos en pro de la preservación de un recurso clave para el planeta. El suelo, como soporte de los servicios que nos prestan los ecosistemas, merece un marco de protección integral que solo puede ser alcanzado a partir de una redefición del concepto de suelo que reconozca la diversidad de elementos que encierra este término y su multifuncionalidad, más allá de su papel de soporte físico. La preservación de esta multiplicidad de funciones supone un esfuerzo que requiere de una compleja labor de desarrollo e integración de conocimiento, disciplinas, competencias, normativas, criterios y modos de gestión. Así, la necesidad de una estrategia de protección del suelo en el País Vasco no se deriva únicamente del mandato legal de la *Ley 4/2015 de prevención y corrección de la contaminación del suelo* sino de la necesidad vital de preservar un recurso crucial e insustituible.

Palabras clave: estrategia, política, suelo, protección, suelo.

Abstract

After three decades of working on designing and implementing policies and instruments in the field of soil contamination, the Basque Government has identified the need to progress, in keeping with the Sustainable Development Goals and other international targets, towards a comprehensive soil protection model that combines the efforts to preserve a key resource for the planet. Soil, as it supports the services that ecosystems provide, deserves a comprehensive protection framework that can only be achieved by redefining the concept of soil that recognises the diversity of elements that encapsulates this term and its multi-functionality, beyond its physical support role. Preserving this myriad of functions involves an endeavour that requires a complex task to develop and integrate knowledge, disciplines, competencies, regulations, criteria and management methods. Thus, the need for a soil protection strategy in the Basque Country does not only stem from the legal mandate of the *Soil Pollution Prevention and Correction Act 4/2015*, but also from the vital need to preserve an irreplaceable and crucial resource.

Keywords: strategy, policy, soil, protection, resource.

Introducción

"*Los recursos naturales (…) son el suelo o los derivados del suelo. Las granjas, los campos, los cultivos y el ganado, los bosques, el agua de riego, e incluso la energía hidráulica, se reducen a una cuestión de suelo. Por lo tanto, el suelo es el recurso natural básico*" (Erosion and Prosperity, Aldo Leopold, 1924).

Según una de las principales conclusiones de la *Evaluación de los Ecosistemas del Milenio*, la acción humana durante los últimos cincuenta años ha alterado los ecosistemas en un grado y extensión sin precedentes en la historia humana. Las consecuencias para el bienestar humano han sido diversas. En términos generales se ha producido una mejora en la salud y la riqueza, pero los beneficios se distribuyen de manera desigual y la tendencia a la mejora podría verse limitada por una insuficiencia de servicios ecosistémicos clave.

Entre los diversos recursos naturales de los que depende nuestra sociedad, el suelo es probablemente, junto con el agua, nuestro recurso más importante ya que nos suministra funciones y servicios de excepcional trascendencia y repercusión económica y medioambiental. Así, lejos de ser un mero soporte físico, el suelo se constituye en sí mismo como una fuente de recursos y servicios indispensables para el ser humano y los ecosistemas.

Sorprendentemente, la protección del suelo, cuya salud está inextricablemente ligada a la supervivencia de nuestra especie, ha sido a menudo ignorada en muchas iniciativas, incluidas las medioambientales. En este sentido, cabe reseñar que históricamente se ha prestado un énfasis casi exclusivo a la contaminación del suelo, debido a la magnitud de esta problemática en los suelos de muchos países industrializados.

Sin embargo, más allá de la contaminación, existen otras amenazas a la integridad funcional del ecosistema edáfico entre las que destacan, entre otras: la erosión, la artificialización, la salinización, la compactación, la pérdida de materia orgánica y biodiversidad, los deslizamientos de tierra, etc.

El suelo, como fuente y soporte principal de los servicios que nos prestan los ecosistemas, merece un marco de protección integral que solo puede ser alcanzado a partir de una redefinición del propio concepto de suelo que reconozca la diversidad de elementos que encierra este término y su multifuncionalidad. El suelo es un sistema complejo, tanto en estructura, como en dinámica y funciones, cuyo funcionamiento está sujeto a un complicado, a la vez que delicado, sistema de equilibrios necesario para la expresión plena de sus funciones. La preservación de esta multiplicidad de funciones supone un desafío que requiere de una compleja labor de desarrollo e integración de conocimiento, disciplinas, competencias, normativas, criterios y modos de gestión.

Así, la necesidad de una estrategia de protección del suelo en la Comunidad Autónoma del País Vasco no se deriva únicamente del mandato legal recogido en la Disposición Adicional Quinta de la Ley 4/2015, de 25 de junio, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco, sino de una necesidad vital de preservar un recurso crucial e insustituible.

Un nuevo contexto. El cambio de paradigma

En 2015, coincidiendo con la celebración del Año Internacional de los Suelos, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura editó una revisión de la Carta Mundial de los Suelos. Si bien esta actualización de la primera Carta Mundial (1982) no constituye en sí misma un cambio de paradigma que, de hecho ya había dado señales de existencia antes de esta fecha, sí que es la constatación de que los conceptos que deben gobernar la protección del suelo avanzan inexorablemente hacia una nueva visión más holística e integrada con el resto de políticas con influencia en la gestión de este recurso.

Merece la pena destacar algunos de los contenidos de este documento que describen el cambio de paradigma y que están sirviendo de inspiración para la elaboración de la *Estrategia vasca de protección del suelo*.

- El suelo es un recurso clave sometido a una presión creciente.
- La protección del suelo no puede reducirse a la mejora de la productividad sino que resulta vital la conservación y mejora de los servicios que proporcionan los ecosistemas y su papel en el soporte de las funciones del suelo, y en consecuencia, en la supervivencia y el bienestar humano.
- El concepto de gestión sostenible del suelo ha de integrar acciones como las dirigidas a frenar la degradación, la explotación flexible y la ordenación de su uso con objetivos a largo plazo y así como medidas de conservación en los procesos de ordenación del territorio.
- Independientemente de la necesidad de proteger el suelo contra todas las amenazas que lo ponen en peligro, una estrategia de protección del suelo no tendrá éxito si no tiene en cuenta una segunda perspectiva que reconoce su papel en la conservación de la biodiversidad, la regulación del clima o la regulación del agua, entre otros aspectos.
- Se considera prioritario avanzar desde un planteamiento práctico y utilitarista de la protección hacia la implantación de medidas basadas en el conocimiento para soportar la gestión sostenible del suelo.
- La protección del suelo pasa por reconocer la importancia del conocimiento y de la acción local en un escenario que requiere de iniciativas interdisciplinares en las que se implican una amplia diversidad de interesados.
- Un esquema en el cual el éxito recae en la integración de políticas y la interacción de agentes requiere de una buena gobernanza que, lejos de estar diseñada para fiscalizar las acciones, ponga el foco en la valoración de su eficacia hacia el objetivo común.

Los objetivos de la protección del suelo en el País Vasco

Tomando en consideración todos estos aspectos y teniendo muy presentes los objetivos a nivel internacional, la Estrategia de protección del suelo en el País Vasco pivotará alrededor de una meta central, proteger y hacer un uso sostenible del suelo para alcanzar la "degradación neta cero", con dos objetivos particulares:

1. La prevención de la degradación del suelo y la conservación de sus funciones a través de :

   - La adopción de formas de hacer que incidan en el uso y la gestión del suelo como un recurso escaso y valioso
   - La implantación de medidas sobre las fuentes de impacto en el suelo relacionadas con las actividades humanas o los fenómenos medioambientales

2. La restauración del suelo degradado con objeto de devolverle el mayor grado de funcionalidad en base a la regeneración de los servicios ecosistémicos.

En concreto, se plantea la protección del suelo desde dos perspectivas:

1. La lucha contra las amenazas partiendo de una priorización, pendiente de realizar.
   - Prevenir y reducir la contaminación puntual y difusa
   - Reducir la artificialización/sellado del suelo
   - Reducir la erosión
   - Incrementar el contenido de materia orgánica
   - Fomentar el equilibrio y los ciclos de los nutrientes
   - Prevenir, reducir y mitigar la salinización y alcalinización
   - Prevenir y reducir la acidificación
   - Prevenir y reducir la compactación del suelo

- Prevenir y reducir los deslizamientos de tierras
- Preservar la biodiversidad

2. Integración de la protección del suelo en otras políticas sectoriales:

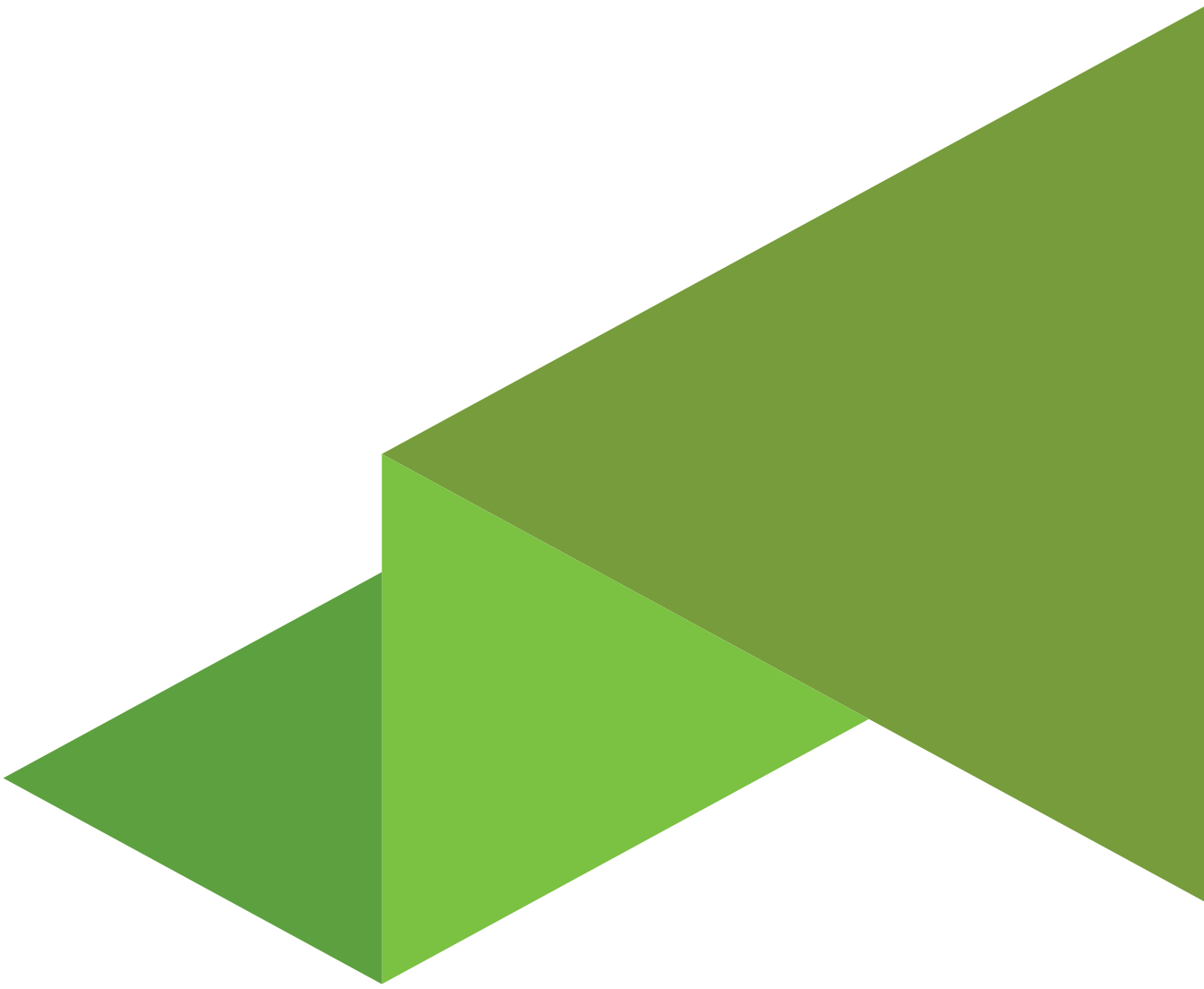
- Asegurar la conservación, la restauración y el usos sostenible de los ecosistemas terrestres y sus servicios.
- Proteger la salud de las personas a través del mantenimiento de un suelo limpio y saludable.
- Incrementar la sostenibilidad de la planificación territorial.
- Asegurar la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos y aplicar prácticas agrícolas resilientes que contribuyan al mantenimiento de los ecosistemas, fortalezcan la capacidad de adaptación al cambio climático, los fenómenos meteorológicos extremos y mejoren progresivamente la calidad del suelo.
- Asegurar la resiliencia del territorio al cambio climático.
- Minimizar los fenómenos que actuando sobre el suelo pueden suponer un impacto sobre la calidad de las aguas, subterráneas y superficiales.

Las condiciones necesarias para avanzar hacia la protección del suelo

Como base de la futura estrategia, se ha considerado la necesidad de avanzar en la mejora de una serie de condiciones previas de las que dependerá, en gran medida, el cumplimiento de las metas. Estas son algunas de las condiciones que podrían contribuir a este objetivo:

- Conocer el estado del suelo y las consecuencias de los impactos negativos que sufre y establecer prioridades.
- Realizar una planificación integrada para una gestión holística del suelo como recurso
- Integrar la protección del suelo en otras políticas
- Trabajar la coherencia entre políticas y fomentar la colaboración entre administraciones
- Asumir la responsabilidad de la gestión sostenible del suelo por todas las partes implicadas
- Fomentar los procesos participativos
- Concienciar y sensibilizar de los grupos de interés y a los ciudadanos
- Mostrar una actitud ejemplar desde la administración

PONENCIA MAGISTRAL



From process understanding via soil functions to sustainable soil management - a systemic approach

Wollschläger, Ute[1,7*]; Bartke, Stephan[2,7]; Daedlow, Katrin[3]; Heinrich, Uwe[4,7]; Helming, Katharina[4,7]; Kögel-Knabner, Ingrid[5,7]; Lang, Birgit[6,7]; Rabot, Eva[1,7]; Russell, David[6,7]; Stößel, Bastian[1,7]; Urbanski, Livia[5,7]; Vogel, Hans-Jörg[1,7]; Weller, Ulrich[1,7]; Wiesmeier, Martin[5,7]

[1] Helmholtz Centre for Environmental Research, Halle (Saale), Germany, email: ute.wollschlaeger@ufz.de

[2] Helmholtz Centre for Environmental Research, Leipzig, Germany

[3] Humboldt University, Berlin, Germany

[4] Leibniz Centre for Applied Landscape Research (ZALF), Müncheberg, Germany

[5] Technische Universität München, Germany

[6] Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Görlitz, Germany

[7] BonaRes Centre for Soil Reseach, Germany, www.bonares.de

Abstract

Fertile soils are central resources for the production of biomass and the provision of food and energy. A growing world population and the latest climate targets lead to an increasing demand for both, food and bioenergy, which requires preserving and improving the long-term productivity of soils as a bioeconomic resource. At the same time, other soil functions and ecosystem services need to be maintained: filter for clean water, carbon sequestration, provision and recycling of nutrients, and habitat for biological activity. All these soil functions result from the interaction of a multitude of physical, chemical and biological processes that are not sufficiently understood. In addition, we lack a sufficient understanding about the interplay between the socio-economic system and the soil system and how soil functions contribute to human wellbeing. Hence, a solid and integrated assessment of soil quality requires the consideration of the ensemble of soil functions and its relation to soil management to be able to develop site-specific options for sustainable soil management. In this paper, we provide an overview about the German BonaRes funding initiative and present the integrated modeling approach followed in the BonaRes Centre to investigate the influence of soil management on the ensemble of soil functions.

Keywords: soil functions, sustainable soil management, bioeconomy

Introduction

Soils are the essential resource for the provision of food, bioenergy and vegetable biomass for the production of a multitude of bio-based industrial products. The pressure on soils for producing this demand is steadily increasing due to the growing world population and due to the change from an oil-based economy to a bio-based economy, a strategy which is being followed by several countries today (e.g., [1]). Besides the production of biomass, a number of other essential soil functions need to be safeguarded: nutrient provisioning and cycling, carbon storage, filtering and storage of clean water, habitat for biological activity, and climate regulation (e.g., [2]). In order to maintain or even increase the productivity of soils and, at the same time, safeguard all other soil functions, a sustainable and site-specific soil use and management is required.

In the last decades, there has been essential progress in the various disciplines of soil science in developing sophisticated methods for gaining a deeper understanding of detailed physical, chemical and biological soil processes. Far less effort has been spent to increase our understanding of the soil system as a whole. This inherently includes the interactions between physical, chemical and biological processes and is an essential requirement for a solid and quantitative assessment of the state and dynamics of the soil functions named above. Beyond the systemic understanding of the soil system itself, sustainable soil management also needs to consider the socioeconomic drivers of soil management as well as a solid assessment of the sustainability impacts of potential management options.

In the following, we i) provide a brief summary about the German BonaRes funding initiative which addresses the issue of soil management for a sustainable bioeconomy and ii) introduce our systemic approach for modeling soil functions [3] .

The BonaRes Funding Initiative

"BonaRes" is short for "Soil as a sustainable resource for the bioeconomy". It is a funding measure initiated by the German Federal Ministry of Education and Research in the framework of the "National Research Strategy Bioeconomy 2030" [1]. BonaRes aims to deepen our systemic understanding about soils used for agricultural production and, based on this newly gained knowledge, develop options for sustainable soil management. This way, it integrates research conducted in various disciplines of soil science with related work being conducted in different diciplines investigating the socio-economy.

The primary goal of BonaRes is to sustain or even increase the productivity of soils as an economic resource while, at the same time, maintain or improve all other essential soil functions. More specifically, research in BonaRes addresses i) the optimization of soil functions, ii) the efficient management of water and nutrient utilization, and iii) optimizing farming strategies and soil use management. BonaRes started in 2015 and still has a considerable lifetime perspective with an intended funding-duration of 9 years in total and the ambition of perpetuation for essential outcomes, as a hub for soil related data and web-based decision support.

Currently, ten collaborative projects and the integrating BonaRes Centre for Soil Research are funded (Figure 1). The collaborative projects are conducting dedicated research on specific questions of sustainable soil management such as the relevance of microbial processes for soil-plant interactions, the application of precision farming for improving soil management, or the use of catch crops for increasing soil fertility and yields.

The BonaRes Centre fulfils coordinating tasks within the funding programme. It supports the integration of overarching research questions across the collaborative projects, sets up a common repository of research data, integrates the modeling activities within the funding

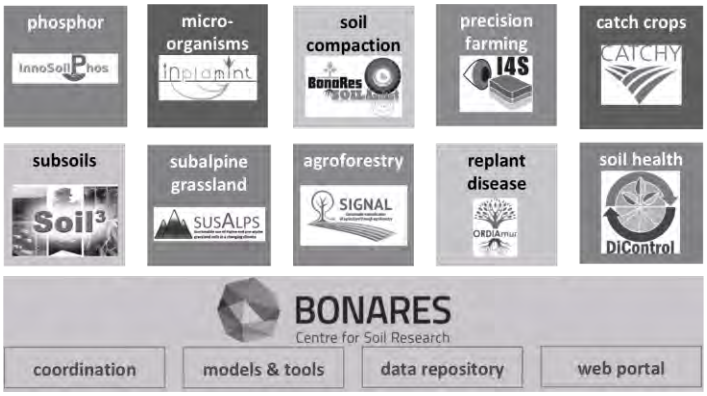


Fig. 1 – Overview about the key topics of the 11 BonaRes projects.

initiative, sets up a web-portal for the provision of science-based decision support, and for conducts public relations work about soil as a sustainable resource for the bioeconomy.

Integrated approach for modelling soil functions

In the BonaRes Centre, we develop a systemic but reductionist approach for modeling soil functions [3]. It is based on the complex interactions of physical, chemical and biological processes in soils and how they are affected by soil management. This will finally contribute to science-based socioeconomic assessment and governance for informing sustainable soil management.

The general interactions and feedback loop between the socioeconomic and the soil system are shown in Figure 2. It reflects the Driving forces, Pressure, State, Impact, Response model introduced by [4] and clearly shows the linkages between the socioeconomic and the soil system with the different soil management options on the one side and the set of soil functions that affect human resources such as food security or the functioning of terrestrial ecosystems [5] on the other side. While the impact of human activities on soils via respective soil management options is quite straightforward, the linkage between soil functions and the socioeconomic system is far more challenging. The task is to assess soil functions by some form of valuation system which is usually being discussed in the framework of the ecosystem services concept (e.g., [6]) and the establishment of solid links between soil functions emerging from natural processes and ecosystem services defined by human demands are still a matter of debate. Nevertheless, they are urgently required to transfer the systemic knowledge derived from the natural sciences research into decision making processes. This is the required evidence base for governance instruments that sets regulations or incentives for actual land management practices to be more sustainable.

For predicting the influence of soil management on soil functions, in the soil system itself, a major challenge is that the ensemble of soil processes and their interactions are far too complex to be addressed in full detail even though single processes are usually well understood. The bottleneck is the lack of information required to describe the soil system in its entire complexity. Instead, in our approach, we concentrate on the analysis of observable indicators that ideally reflect the interactions of soil properties and their complex interactions and that can be used as proxies for a site-specific assessment of soil functions. Some potential candidates are shown in the soil system part in the lower half of Figure 2. This approach needs an additional dimension as soon as the impact of soil management on soil functions is to be evaluated or options to improve soil functions are to be developed. At this point, the focus has to be on the temporal dynamics (not the state) of soil functions and can be expressed by the management-induced

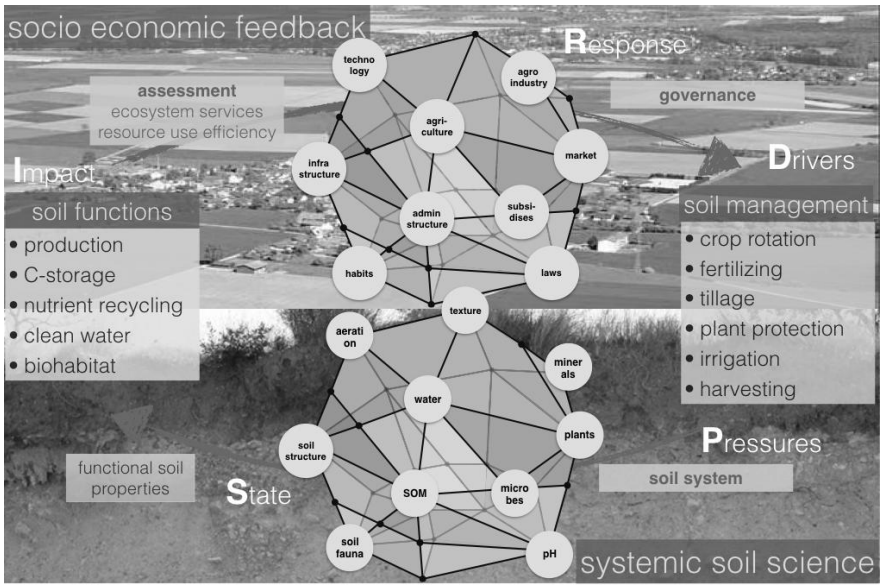


Fig. 2 – The human–soil interface related to the DPSIR framework. The obvious interfaces between the human and soil systems are soil management and soil functions. Human societies are the drivers of soil management producing various pressures on soils. A change in the soil's functionality may in turn provoke some response in soil management methods. Figure adapted from [3].

temporal dynamics of the related soil-functional indicators.

The state and dynamics of soil functions are soil- and site-specific. Consequently, our approach still needs a lot of site-specific process understanding. To this end, our model toolbox is accompanied by a so-called "knowledge library" which aims to collect the systemic knowledge about soil processes which is available in the existing literature. This will be done as a community effort and the library will be publicly available via our web portal.

Conclusions

Soils are central resources for the provision of vegetable biomass for the production of food, energy and a multitude of bio-based industrial products. This demands a sustainable use of soil as a natural resource while maintaining or ideally improving all other soil functions. This requires to increase our systemic understanding of physical, chemical and biological processes as well as the assessment of soil functions and design of governance instruments in order to link the newly gained system understanding to socioeconomic requirements.

Acknowledgements

This project is funded by the German Federal Ministry of Education and Research (BMBF) in the framework of the funding measure "Soil as a Sustainable Resource for the Bioeconomy - BonaRes", project "BonaRes (Module B): BonaRes Centre for Soil Research" (grant 031A608); see also www.bonares.de.

References

[1] Federal Ministry of Education and Research. 2011. National Researh Strategy BioEconomy 2030. Our Route towards a biobased economy. 56 pp.

[2] European Commission. 2006. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the council establishing a framework for the soil protection and amending Directive 2004/35/EC, COM (2006), 231.

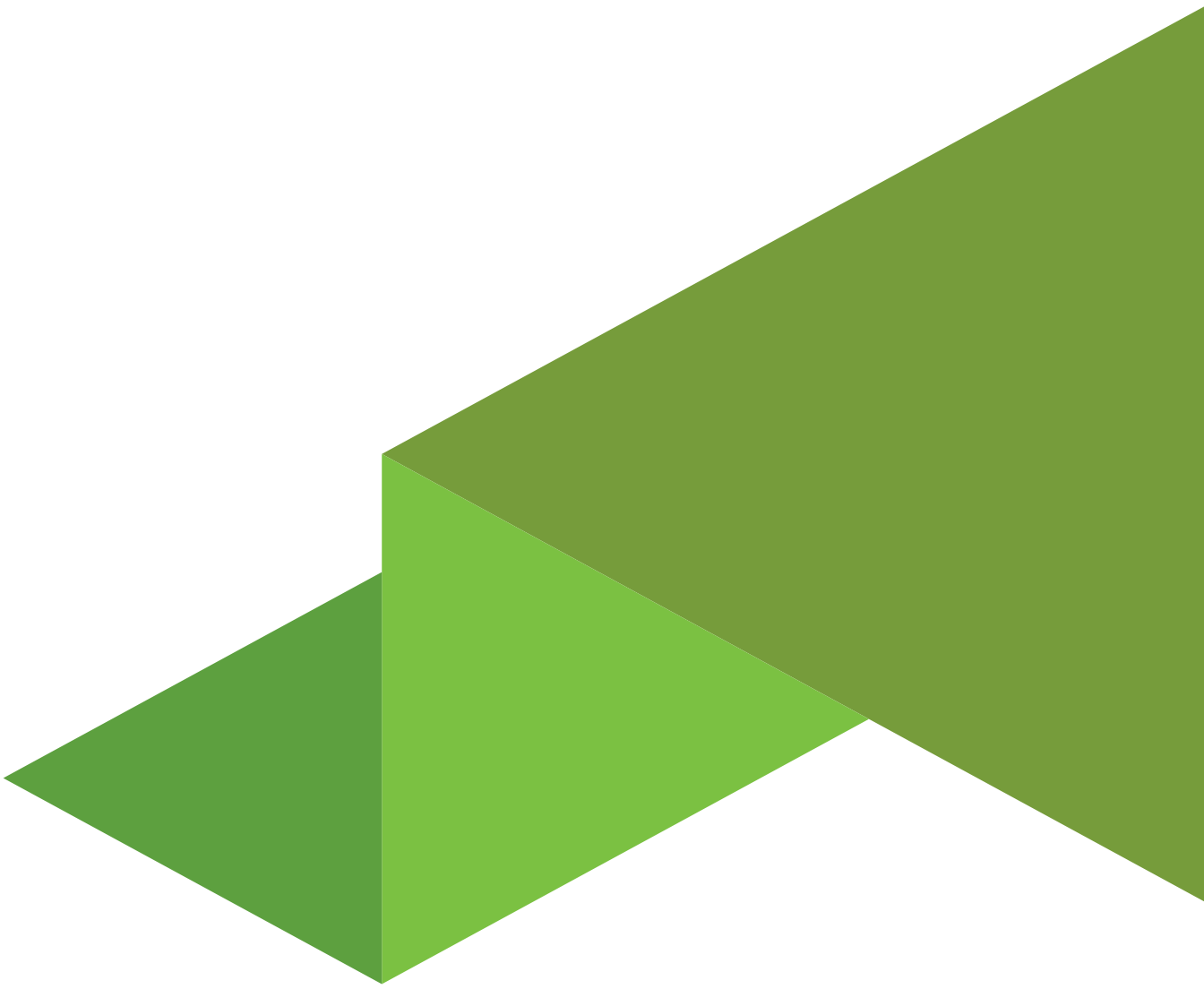
[3] Vogel. H-J, Bartke, S, Daedlow, K, Helming, K, Kögel-Knabner, I, Lang, B, Rabot, E, Russell, D, Stößel, B, Weller, U, Wiesmeier, M, Wollschläger, U. 2018. A systemic approach for modeling soil functions. SOIL, 4, 83-92, DOI: 10.5194/soil-4-83-2018.

[4] Smeets, E, Weterings R. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. EEA Technical report No 25, 19 pp.

[5] Baveye, PC, Baveye, J, Gowdy, J. 2016. Soil "ecosystem" services and natural capital: Critical appraisal of research on uncertain ground. Frontiers Env. Sci, 4, DOI:10.3389/fenvs.2016.00041.

[6] Dominati, E, Patterson, M, Mackay, A, 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. Ecol. Econ., 69, 1858-1868, DOI:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002.

PONENCIAS INVITADAS



Uso sustentável dos solos e intensificação da produção agroflorestal

Sustainble soil management and intensification of agricultural and forest systems

Madeira[1,2*], Manuel, Perdigão[2], António

[1]CEF - Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1949-017, Lisboa, Portugal; email: mavmadeira@isa.ulisboa.pt

[2]Presidente da Assembleia e Coordenador do Painel Técnico Científico da Parceria Portuguesa para o Solo

[3]Secretariado da Parceria Portuguesa para o Solo, Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimeto Rural, Avenida Afonso Costa 3, 1949-002 Lisboa, Portugal

Resumo

As funções do solo são determinantes para a disponibilização de serviços de ecossistemas. Mas, a degradação do solo leva inexoravelmente ao declinio das suas funções. Ao mesmo tempo que se constata o agravamento da degradação do solo, a crescente procura de alimentos e matérias primas aumenta a pressão sobre o uso do mesmo. Alguns dos objectivos do desenvolvimento sustentável (Agenda 2030) expressam de forma clara a necessidade de proteger as funções do solo para enfrentar os desafios da sociedade, tais como a segurança alimentar, a biodiversidade, a mitigação e adaptação às alterações climáticas, a regulação do ciclo hidrológico e o restauro de terras degradadas. Por isso, é necessário desenvolver sistemas agrícolas e florestais sustentáveis que aumentem a produtividade e a produção e a eficiência do uso de recursos e que compatibilizem a intensificação da produção agrícola e florestal com a optimização das funções do solo. Para o efeito é essencial implementar os princípios da gestão sustentável dos solos. Esta gestão deve basear-se em planos que incluam a avaliação, prevenção e gestão de riscos e a reabilitação de solos degradados, bem como a monitorização da qualidade do solo. É necessário planear, realizar, avaliar e agir para assegurar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos ecossistemas.

Palavras-chave: Agenda 2030, funções do solo, objectivos do desenvolvimento sustentável, qualidade do solo, monitorização do solo

Abstract

Soil functions are indispensable to deliver ecosystem services. Meanwhile, soil degradation leads inexorably to the decline of soil functions. It is noteworthy that when the worsening of soil degradation is verified, the increasing demand for food and raw materials drives stronger pression regarding the soil use intensification. Some objectives of the sustainable development (Agenda 2030) clearly express the need to protect soil functions in order to face the challenges of societal issues, such as the food security, a biodiversity, the mitigation and adaptaption to clmate changes, the hidrological cycle contro, and the restoration of degraded lands. In this context, it is necessary to develop sustainable agricultural and forestry systems capable to increase production and productivity and the resource use efficiency, and simultaneously reconcile the intensification of agricultural and forestry production with the optimization of soil functions. In this view, it is essential to implement the principles of the soil sustainable management. This should be based in plans including the evaluation, prevention and management of risks, the rehabilitation of degraded soils, and the monitoring of soil quality. It tis needed to plan, realize, evaluate and act to assure adequate soil quality and ecosystem sustainability.

Keywords: Agenda 2030, soil functions, sustainable development goals, soil quality, soil monitoring,

Introdução

A sustentabilidade da vida na Terra depende da capacidade continuada dos recursos dos solos para o seu suporte [1]. O solo tem uma importância fundamental para a produtividade dos sistemas agrícolas e florestais, e outros bens e serviços dos ecossistemas. Os serviços dos ecossistemas (*serviços de suporte, aprovisionamento, regulação e culturais*) estão dependentes das funções do solo: produção de biomassa, acumulação, filtração e transformação de nutrientes, substâncias e água, ambiente físico para as atividades humanas, biodiversidade e recursos genéticos, fonte de matérias primas, armazém de carbono, património geológicoe arqueológico [3, 7].

A contínua e crescente disponibilização de alimentos, matérias primas e água, a sustentabilidade energética e climática, a manutenção da biodiversidade e a proteção dos bens e serviços dos ecossistemas exige manter e melhorar os recursos de solo [8,12]. A solução de questões globais da sociedade como segurança alimentar, biodiversidade, alterações climáticas, regulação do ciclo hidrológico, restauro das terras degradadas e saúde humana, implica assegurar a plena funcionalidade do solo [8]. Por isso, é essencial preservar e melhorar as suas funções [3, 8, 12, 14].

É bem conhecido que os recursos de solo estão severamente ameaçados por processos de degradação [3]: erosão, perda de matéria orgânica, perda de fertilidade, perda de biodiversidade, impermeabilização e contaminação, acidificação, salinização, colapso da estrutura, compactação e movimentos de massa. Estes processos de degradação provocam o declínio das funções do solo e têm graves consequências na capacidade de disponibilização de bens e serviços dos ecosssistemas [3, 5].

A recuperação das funções do solo é geralmente fraca e lenta e, por vezes, impossível. Por isso, é estratégico e prioritário preservar as suas funções, promover o conceito de gestão sustentável do solo e disponibilizar diretrizes a todas as partes interessadas sobre modo e forma de o concretizar [4].

A pressão sobre os recursos de solo

O crescimento demográfico e económico, a expansão urbana e de infrestruturas, a exploração mineira e os conflitos armados, e as alterações climáticas são as forças impusionadoras do crescente aumento da pressão sobre os recursos dos solos, através da alteração do uso da terra (por exemplo, deflorestação), da sua intensificação e do aumento de resíduos a eliminar [8,5], originando a degradação do solo através de diferentes processos [3]. Aliás, no recente relatório sobre o estado dos solos no Mundo, evidencia-se que cerca de um terço dos solos, à escala global, estão moderada ou fortemente degradados [5].

A crescente procura de alimentos e matérias primas e a concorrência dos mercados globais aumentam a pressão sobre os ecossistemas agrícolas e florestais, conduzindo à intensificação da gestão e a sistemas de gestão - influenciados pela eficiência de custo a curto prazo - que poderão ameaçar as funções do solo, através do decréscimo de nutrientes, da remoção da biomassa, da mobilização intensiva do solo, do tráfego de máquinas, da perda de sedimentos para as linhas de água, da redução do armazenamento de carbono orgânico e da compactação do solo. Mesmo os solos envolvendo sistemas florestais podem vir a ser severamente degradados, quando sujeitos a uma exploração desregulada e em sistemas de gestão intensiva [6, 11].

À medida que se assiste à paulatina redução dos recursos de solo, constata-se, paradoxalmente, que esses mesmos recursos são cada vez mais necessários para a sociedade poder responder capazmente à procura de alimentos e de matérias primas e de forma a que possa enfrentar os importantes desafios relacionados com a mitigação e adaptação às alterações climáticas, com o controlo da eutrofização e contaminação da água, com o combate à desertificação e a perda de biodiversidade [5]. Estas circunstâncias significam que é imprescindível e urgente deter e reverter a degradação do solo, proceder à sua recuperação e de terras degradadas, bem como intensificar a sua utilização, garantindo simultâneamente a sua integridade funcional [9].

O aumento da produção de alimentos e de matérias primas deverá natureamente ser feito pelo acréscimo da produção por unidade de área, tempo e *inputs* (nutrientes, água, energia) dos recursos já dedicados à produção agrícola e florestal [9]. São necessárias soluções tecnológicas orientadas para o aumento da eficiência do uso dos *inputs*, assim como a utilização da biotecnologia e das tecnologias de informação relacionadas. É indispensável desenvolver práticas inovadoras de gestão do solo que substituam parcialmente os *inputs*. A intensificação dos ecossistemas florestais e agrícolas tem de ser compatibilizada com a proteção das funções do solo e os vários desafios ambientais [7, 8, 9], sendo para isso necessário desenvolver abordagens interdisciplinares entre a área das ciências do solo e as de muitas outras áreas científicas.

O solo e desenvolvimento sustentável

A importância do solo não tem merecido a adequada relevância a nível global. Apenas em alguns temas transversais, e de modo ténue, o solo é abordado nas convenções das Nações Unidas: a Avaliação da Degradação da Terra pela Convenção das Nações Unidas para a Diversidade Biológica (UNCBD), a importância do carbono do solo pela Estrutura da Convenção das Nações Unidas sobre as Alterações Climáticas (UNFCCC), e a Convenção das Nações Unidas para o Combate da Desertificação (para as "drylands") [7].

No contexto da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável [14], a importância do solo (e da terra) está subjacente nalguns dos Objectivos para o Desenvolvimento Sustentável adoptados pelas Nações Unidas [16]. Embora direta ou indiretamnente o solo esteja subjacente em quase todos os objectivos [6], em três deles está claramente identificado como um elemento determinante do desenvolvimento sustentável [16]. Assim, no Objectivo 2 (erradicação da fome, melhoria da nutrição e promoção da agricultura sustentável), o SDGtarget 2.4 visa assegurar sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas que aumentem a produtividade e a produção de alimentos, que simultaneamente reforcem a capacidade de adaptação às alterações climáticas e aos fenómenos meteorológicos extremos e que progressivamente melhorem a qualidade do solo e da terra. O Objectivo 3 (SDGtarget 3.9) visa reduzir a mortalidade e doenças associadas a produtos perigosos e à contaminação e poluição do solo, ar e água. O Objectivo 15 (SDGtarget 15.3) considera essencial combater a desertificação, restaurar os solos e as terras degradadas e atingir "a land degradation-neutral world". Em suma, a Agenda 2030 estimula os esforços para a gestão sustentável do solo e da terra como estratégia para a melhoria das condições económicas e do bem-estar dos cidadãos.

A gestão sustentável do solo

A gestão do solo é considerada sustentável se "os serviços de suporte aprovisionamento, regulação e e cultuais disponibilizados pelo solo são mantidos ou reforçados sem afectação significativa tanto das funções do solo que possibilitam esses serviços ou da biodiversidade. O equlíbrio entre os serviços de suporte e aprovisionamento para a produção de plantas e os serviços de regulação que o solo disponibiliza quanto a disponibilidade e qualidade da água e à composiçãp atmosférica de gazes com efeito de estufa constitui uma especial preocupação" [World Soil Charter].

A gestão sustentável do solo (GSS) deve ser considerada como parte integrante da gestão adequada dos sistemas agrícolas e florestais e é essencial para a a manutenção e melhoria das suas funções e, consequentemente, para a disponibilização de serviços de ecossistemas. A GSS implica que a taxa de erosão do solo seja mínima, a estrutura estável do solo, a adequada cobertura do solo, um armazenamento estável ou crescente do carbono orgânico do solo, uma adequada disponibilidade e fluxos de nutrientes, uma retenção e filtração adequada da água, uma biodiversidade que possibilite a vasta gama das funções biológicas do solo, sistemas de gestão do solo apoiados na utilização segura e optimizada de inputs [4]. A GSS implica a aplicação precisa, dirigida e oportuna de inputs (máquinas e técnicas de precisão e

novos métodos de rega) bem como práticas agrícolas e florestais (tais como o controlo da erosão, a mobilização mínima, o enrelvamento, culturas melhoradoras e fixadoras de azoto no solo e aplicação de resíduos e compostos orgânicos), baseadas no funcionamento dos ecossistemas e nas características e limitações dos respectivos solos.

A monitorização da qualidade do solo

Proteger o solo é mais adequado do que detectar a sua degradação, mas ambas as actividades são necessárias para assegurar a GSS [10]. A monitorização do solo é imprescindível para os necessários relatos à escala internacional e nacional, para efeitos de avaliação da conformidade da GSS e da sua certificação, para antecipação de políticas e estratégias e para fomentar a investigação científica [2]. Para isso, é necessário desenvolver planos de gestão que demonstrem que têm em conta todos os aspectos da GSS, planos que assegurem práticas adequadas e eficientes, bem como de contingência de forma a responder aos riscos de fenómenos ou acidentes inesperados [13].

A monitorização do solo é um instrumento fundamental para poder asseguar a sucessiva adaptação dos sistemas de GSS. Neste sentido é de todo necessário desenvolver sistemas de monitorização do solo, implementar metodologias e indicadores apropriados que expressem as condições e a qualidade do solo, e possibilitem o desenvolvimento de sistemas de avaliação e as respetivas recomendações [13]. Tais sistemas exigem a permanente melhoria da qualidadeda estrutura e das fontes de dados dos sistemas de informação de solos [9].

Conclusões

É fundamental e indispensável desenvolver instrumentos para a proteção do solo através da promoção e criação de condições económicas e institucionais favoráveis para a GSS, bem como desenvolver programas de investigação para disponibilizar o necessário apoio científico à implementação da GSS, de forma a incorporar os princípios e práticas da GSS nas diretrizes políticas e respetivo enquadramento legislativo. A GSS contribuirá para a abordagem dos desafios globais, de forma a poder honrar compromissos internacionais, como é o caso da Agenda 2030 para o desenvovimento sustentável, das Nações Unidas.

Referências bibliográficas

[1] Amundson, R., Berhe, Asmeret Asefaw, Hopmans, Jan W., Olson, Carolyn, Sztein, A. Ester, Sparks, D. 2015. Soil and human security in the 21st century. Science 348, Issue 6235, DOI: 10.1126/science.1261071

[2] B. C. Ministry of Forests. 1999. Hazard assessment keys for evaluating site sensitivity to soil degrading processes guidebook. 2nd ed., Version 2.1. For. Prac. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Forest Practices Code of British Columbia Guidebook.

[3] Commission of the European Communities (CEC). 2006. Proposal for a Directive of the European Parliamant and of the Council, establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. Com 231, Brussels.

[4] FAO. 2017. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy

[5] FAO and ITPS. 2015. Status of the World´s Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.

[6] Fox, T. R. 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. For. Ecol. Manag. 138: 187-202.

[7] Keestra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Titonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D. et al. 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. Soil 2: 111-128.

[8] Koch, A, McBratney, A., Adams, M., Field, D., Hill, R., Crawforfd, J., Minasny, B., Lal, R., Abbot, L., O´Donnell, A. et al. 2013. Soil security: Solving the global soil crisis. Global Policy 484): 434-441.

[9] Lal, R. 2008. Soils and sustainable agriculture. A Review. Agron. Sustain. Dev. 28: 57-64.

[10] Lal, R. Soil health and carbon management. Food and Energy Security - open access. John Wiley & SonsLtd. and the Association of Applied Biologists.

[11] Madeira, M., Araújo, C. 2015. Soil degradation risks and prevention measures in planted forests. The case of eucalyptus plantations in Portugal. *In* A. A. González, N. G. Bengoetxea (Eds) *Soil degradation Risks in Planted Forests*, p. 107-117. Administration of the Autonomous Community of the Basque Country, Department of Economic Development and Competitiveness. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Donostia- San Sebastian

[12] McBratney, A., Field, D.J., Koch, A. 2014. The dimension of soil secutrity. Geoderma 213: 203-213.

[13] Orazio, C., Fermet-Quinet, S., Branco, M., Vilas-Boas, L., Almeida, M.H., Madeira, M., Abrantes, G., Tomé, M., Palma, J., Soares, P., et al. 2014. Integrated Risk Management in Planted Forests. FORRISK Technical Guide. Pierroton.United Nations,

[14] UN. 2015. 2030 Agenda for Sustainable Development.

Génesis, clasificación y cartografía de suelos

Jokin del Valle Lersundi[1]

[1] Director Servicio de Innovación y Conocimiento en Sostenibilidad Territorial y Ambiental de Navarra

C/ González Tablas Nº 9, 31005 PAMPLONA. jvallele@cfnavarra.es

Resumen

El estudio de la génesis y la clasificación de los suelos son unos de los elementos fundamentes que nos informan sobre el origen, el reparto y las características de los suelos; y son la base para su cartografía. En el contexto actual de las políticas de adaptación al cambio climático y en consonancia con la Carta Mundial de los Suelos, revisada por la FAO en 2015, la cartografía de suelos aparece como una herramienta fundamental si se quiere realizar una política de manejo sostenible de los mismos. Los nuevos avances en aplicaciones informáticas y en móviles han permitido la implementación de aplicaciones que posibilitan la consulta de información edafológica a nivel de parcela, haciéndola realmente operativa. No obstante se observa con preocupación la falta de impulso de una política de conocimiento y protección de suelos tanto a nivel de la UE como del estado español.

Palabras clave: Génesis, clasificación, cartografía, suelos.

Abstract

The study of the genesis and the classification of the soils are one of the fundamental elements that inform us about the origin, the distribution and the characteristics of the soils; and they are the basis for your cartography. In the current context of policies to adapt to climate change and in line with the World Soil Charter, revised by FAO in 2015, soil mapping appears as a fundamental tool if a policy of sustainable management of the same. New advances in computer applications and mobile applications have allowed the implementation of applications that allow the consultation of soil information at the plot level, making it really operational. However, the lack of momentum of a knowledge and soil protection policy at both the EU and the Spanish state level is noted with concern.

Keywords: Genesis, classification, cartography, soils

Génesis, clasificación y cartografía del suelo.

Lo que aquí se presenta no intenta ser una lección magistral, sino más bien una reflexión sobre dónde nos encontramos en cuanto a la cartografía de suelos en España, respecto a la generación de la misma, su difusión, su uso real y sobre la actitud de las instituciones al respecto.

La génesis de los suelos es un proceso bastante bien conocido en el que los materiales que ocupan las superficies continentales se meteorizan y se transforman antes de ser erosionados y completar el ciclo geodinámico externo. Ya en 1941 Jenny estableció que el suelo es función de una serie de factores (material parental, clima, relieve, organismos y tiempo). Desde entonces se ha profundizado en dicho conocimiento y se han desarrollado distintos modelos matemáticos y estadísticos que posibilitan, hoy en día, la realización de cartografías digitales con base en sistemas de información geográfica.

La base de la cartografía de suelos es que, aunque el suelo es un continuo, existen patrones de distribución en el reparto de los mismos sobre el terreno, es decir, no es una distribución al azar. Pero para hacer un mapa de suelos debemos definir una leyenda que nos indique qué estamos representando en el mismo y los límites entre las distintas unidades definidas.

Describir y definir un suelo es el objeto de la clasificación. Los sistemas de clasificación establecen una serie de criterios y límites en las características de los suelos que suelen ser discrecionales pero no caprichosos y suelen tener una base práctica. Existen dos grandes grupos de clasificaciones de suelos: las genéticas, basadas en procesos y factores, y las morfométricas, basadas en la morfología y composición del suelo. Estas últimas son las que se utilizan en la actualidad, como Soil Taxonomy o la WRB FAO. No obstante a nivel nacional se siguen utilizando clasificaciones históricas como la francesa, la alemana, la irlandesa, que tienen su interés en ese ámbito restringido.

No obstante Soil Taxonomy es, en nuestra opinión, la que más información aporta y también la que más requiere.

En cuanto a los mapas de suelos, lo primero que hay que establecer es el objetivo del mapa, su contenido y el detalle (la escala) del mismo, ya que es el parámetro que va a condicionar el costo y el esfuerzo de realización.

Hasta los años 70, la principal motivación para la elaboración de mapas de suelos ha sido agronómica. El modo tradicional de confección de un mapa es la realización de perfiles, descripciones, muestreos y análisis de las muestras, fotointerpretación y visitas al campo hasta completar el mapa. Es decir, un trabajo minucioso y lento porque requiere del manejo de mucha información y la espera de los resultados de los análisis. Por lo tanto, es una notable inversión de recursos. Decir también que la información conseguida permite posteriormente la obtención de cartografías derivadas. La mayor parte de la información obtenida es estable en el tiempo. Pero un mapa de suelos nunca puede responder a todas las cuestiones posibles por ello es importante establecer edafotecas que guarden parte de las muestras colectadas para posteriores análisis posibles, considerando que una de las actividades más costosas de un estudio de suelos es, precisamente, la recolección de las muestras de tierra.

En las últimas décadas, con el desarrollo de la informática y de los sistemas de información geográfica, se han implementado técnicas de cartografía digital, que con base en métodos de geoestadística, permiten la generación de mapas para distintos parámetros de forma bastante más rápida que los realizados por métodos tradicionales. Aunque el resultado final sea bastante sensible a la calidad de las capas intermedias que utilizan los modelos.

Además, los mapas consultables en visores, en vez de en papel como los antiguos, pueden llevar a una engañosa sensación de precisión que no se corresponde con la escala de realización del mapa.

Por otra parte en tiempos mucho más recientes el desarrollo de la telefonía móvil y los "smartphones" permite en la actualidad la implementación de aplicaciones que pueden ser usadas sobre el propio terreno con informaciones que integran, entre otras, la de suelos para una utilización práctica. Esto es un hito en el uso real de la información edafológica por parte de usuarios finales. Uno de los mayores problemas que ha tenido el desarrollo de la edafología es esa imagen de información muy técnica, teóricamente muy interesante pero ininteligible y poco útil para su uso por parte de técnicos y usuarios finales. Puede afirmarse que ha existido un problema de comunicación entre la edafología y los usuarios reales.

Como se ha comentado, hasta los años 70 la principal motivación para realizar estudios de suelos era económica, a partir de entonces el interés medioambiental ha ido ganando terreno, dado que el suelo es un recurso natural limitado y que, a efectos prácticos, no es renovable.

En algunos países a principios del siglo XX se empezaron a realizar inventarios de suelos. Labor imprescindible si se quiere administrar un recurso. Pero, como hemos visto, los estudios de suelos son laboriosos, lentos y requieren de personal y recursos económicos, cuyos beneficios a corto plazo son difíciles de justificar. Resulta curioso que, a diferencia de la producción minera, que ha supuesto la realización del mapa geológico nacional, no exista un mapa de suelos de la misma índole, cuando el valor de la producción agraria es 15 veces superior a la minera (45.609 M€ frente a 2.890 M€ en 2016). Debe ser porque para cultivar no hace falta mucha técnica y para la minería la geología es imprescindible.

Parecería lógico que a nivel nacional desde el siglo pasado hubiera habido una iniciativa en ese sentido por parte del Ministerio de Agricultura para una cartografía edafológica general a una cierta escala. Pero no ha sido así y el problema es que este problema persiste actualmente. No se entiende muy bien cómo se asumen iniciativas como la del 4 por mil a nivel del Estado sin una mínima base de conocimiento de las características de los suelos sobre los que se va a aplicar. El 8 de junio de 2015 la FAO aprobó la Carta Mundial de los Suelos revisada, instando a la toma de medidas para un manejo sostenible de los suelos. En enero de 2017 se presentó por parte de la SECS y de la oficina de la FAO en España la propuesta del Programa de información cartográfica de suelos españoles INFORCAS.es, y hoy es el día en el que no ha podido ser presentado formalmente al ministerio.

Pero el problema no sólo se plantea a nivel nacional, sino que la UE promovió un proyecto de Directiva Marco de Suelos, que se malogró por la oposición de una serie de países y ahora están intentando promover otra vez algo en ese sentido pero, hasta el momento, no parece que muestre mucho impulso esta iniciativa.

Protección y restauración de suelos

Soil protection and rehabilitation

Unamunzaga, Olatz[1]*, Aizpurua, Ana[1], Besga, Gerardo[1]

[1] NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario. Parque Científico y Tecnológico de Bizkaia, P 812. Berreaga 1. E-48160 Derio, Bizkaia. * ounamunzaga@neiker.eus

Resumen

La gestión sostenible del suelo es fundamental si consideramos que el suelo es el recurso que proporciona el 95% de los alimentos, que puede ser una herramienta de mitigación del cambio climático por su capacidad de almacenar carbono y que además es un ser vivo que alberga la cuarta parte de la biodiversidad del planeta. Sin embargo, su degradación es una de las mayores amenazas del siglo XXI. En Europa, el 12% de la superfice está expuesta a procesos de erosión hídrica, el 45% de los suelos tiene contenidos bajos en materia orgánica y 2,5 millones de localizaciones están potencialmente contaminadas. El suelo del País Vasco presenta un porcentaje de sellado superior a la media europea, llegando hasta el 6,7%. La contaminación también es un problema en la CAPV con 2.268 hectáreas potencialmente contaminadas, aunque se ha logrado la recuperación para nuevos usos de 660 hectáreas. Además, en el 90% del territorio las pérdidas estimadas de suelo por erosión son de 10 t/ha y año. Ante un escenario de cambio climático el aumento de la materia orgánica del suelo puede reducir la vulnerabilidad del mismo, siendo necesaria la puesta en marcha de prácticas de manejo del suelo más sostenibles. Para ello es fundamental por un lado integrar en las políticas europeas, nacionales y autonómicas acciones para proteger el suelo y por otro lado investigar sobre prácticas de manejo que fomenten un uso más sostenible del mismo.

Palabras clave: erosión, contaminación, sellado, cambio climático

Abstract

Sustainable soil management is fundamental if we consider that soil is the resource used to produce 95% of the food, which can be a tool for mitigating climate change due to its carbon storage capacity and which is also a living being that houses a quarter of the planet's biodiversity. However, soil degradation is a 21st-century global problem. In Europe water erosion has affected about 12% of the total land area, approximately 45% of soil contains a low proportion of organic matter and there are 2,5 million potentially contaminated locations. In the Basque Country the percentage of soil sealing is higher than the european average, coming up to 6.7%. Soil contamination is also a big probem with more than 2,268 potentially contaminated hectares. In addition, in 90% of the territory, soil losses due to erosion are estimated to be 10 t/ha and year. The increase in soil organic matter reduces the vulnerability of soil against climate change, being essential to carry out good agricultural practices. In order to avoid land degradation, European, national and regional policies must integrate soil protection actions and it is also necessary to investigate protection and rehabilitation techniques.

Keywords: erosion, contamination, sealing, climate change

Importancia del suelo

El suelo es un recurso natural finito y no renovable que presta diversos servicios ecosistémicos o ambientales [1]. No sólo es la base natural para la producción de alimentos y materias primas de las cuales depende la sociedad mundial (2,3], sino que además alberga una cuarta parte de la biodiversidad de nuestro planeta. No obstante, la degradación del suelo es una de las mayores amenazas del siglo XXI. Según estudios bibliográficos los procesos de degradación del suelo ya han afectado al 33% de la superficie terrestre [4], lo que conlleva una reducción importante de la calidad y funcionalidad del mismo [5].

Procesos de degradación del suelo

Entre los procesos de degradación del suelo, la erosión por agua y viento se encuentra entre los más importantes. La Agencia Europea de Medio Ambiente estima que 115 millones de hectáreas están expuestas a procesos de erosión hídrica (12% de la superficie terrestre europea) y 45 millones de hectáreas a la erosión eólica [6]. Se estima que anualmente se pierden en Europa entre 8 y 12 millones de hectáreas de suelo fértil, lo que supone aproximadamente una pérdida económica de alrededor de 1.250 millones de euros [7].

Aunque la erosión del suelo sea uno de los procesos de degradación más importante, no hay que dejar de lado los procesos de degradación física como la compactación o procesos químicos como la pérdida de materia orgánica del suelo, contaminación, acidificación y salinización. Según diferentes estudios [8], un cuarto de la superficie del suelo en Europa está compactado. Además, las tendencias reciéntes en el manejo del suelo agrario, como el laboreo intensivo, han ocasionado una pérdida de carbono orgánico del suelo equivalente al 10% de las emisiones totales procedentes de combustibles fósiles de Europa [9]. Como resultado de la pérdida de materia orgánica, ya sea por el manejo o por la erosión, aproximadamente el 45% del suelo europeo tiene un contenido bajo (entre 0 y 2%) en carbono orgánico [10,11]. Por último, como consecuencia de la industralización otro de los problemas destacables es la contaminación de los suelos. En Europa se han identificado más de 2,5 millones de localizaciones potencialmente contaminadas [12].

En el caso de España los procesos de degradación más importantes son la desertificación, la erosión y la contaminación. Una gran parte del sureste se encuentra sometido a graves procesos de desertificación, con importantes pérdidas de materia orgánica del suelo, disminuyendo su contenido a 1% en muchos de los suelos. En zonas con régimen mediterráneo de carácter xérico o arídico la erosión es un proceso frecuente, muchas veces favorecido por el sobrepastoreo o las técnicas utilizadas de cultivo y gestión del agua. Por último la contaminación debido a las actividades industriales y a las actividades extractivas, tales como la minería, la creación de infraestructuras y la agricultura es un proceso de degradación importante [13].

En la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) por su pequeña superficie y tradición industrial, los procesos de degradación más relevantes son el sellado y la contaminación. Desde el año 2005 hasta el 2012 la superficie de suelo sellada de la CAPV ha aumentado hasta llegar al 6,7% [14]. Si comparamos este dato con el porcentaje de suelo sellado del resto de países europeos, la CAPV supera la media, que se sitúa en 1,81%, asemejándose a los porcentajes que presentan Holanda (7,33%) y Bélgica (7,37%) [15]. Respecto a los suelos potencialmente contaminados, en 2012 se identificaron 2.268 hectáreas de suelo o lo que es lo mismo 1.865 puntos. Cabe destacar que gracias a los diferentes Decretos y Normativas del Gobierno Vasco se ha reforzado la investigación en este ámbito consiguiendo una recuperación del suelo para nuevos usos de 660 hectáreas o 524 puntos [14]. Por último, la erosión también es una amenaza muy importante en la CAPV, puesto que el 80% del territorio presenta un riesgo potencial, riesgo que se produciría si se elimina la vegetación, de sufrir procesos erosivos extremos, con tasas superiores a 200 t/ha y año. Aunque

las pérdidas denominadas reales según la metodología RUSLE, indican que la pérdida de suelo es significativamente inferior, 10 t/ha y año en el 90% del territorio. Por tanto, es fundamental incorporar los condicionantes de la erosión en cualquier política de intervención [16].

Si bien, en las últimas décadas, se están degradando al mismo tiempo el suelo y la atmósfera, en este momento principalmente nos estamos ocupando de la atmósfera. Es fundamental poner en valor la importancia del suelo y poner en marcha políticas que fomenten la protección del suelo, entre otras razones para garantizar la producción de alimentos y otras materias primas, y más aún ante un escenario de cambio climático [17].

Suelo y cambio climático

El almacenamiento de carbono en los suelos y en los ecosistemas terrestres puede contribuir a mitigar el cambio climatico, además de ayudar a reforzar la seguridad alimentaria gracias al aumento del rendimiento agrícola y de la eficiencia en el uso de los insumos.

El suelo es el mayor almacén de carbono terrestre después de los oceanos, ya que contiene alrededor de 1500 Pg (1 Pg = 10^{15} g), es decir, alrededor de tres veces la cantidad de carbono vegetal y el doble del carbono de la atmósfera [18,19]. Por lo tanto, cualquier cambio en esta reserva de carbono puede suponer un impacto significativo en las futuras concentraciones de dióxido de carbono atmosférico. Por ello, la relación entre el contenido de materia orgánica del suelo y el calentamiento global es crucial.

Es importante considerar que el stock de carbono del suelo puede aumentar si se llevan a cabo prácticas de manejo adecuadas como, por ejemplo: la rehabilitación de los suelos, la regeneración de los bosques, prácticas de no laboreo, uso de cubiertas vegetales, la aplicación de fertilizantes orgánicos, el riego eficiente, prácticas agroforestales, etc. [19]. Además, el aumento de materia orgánica del suelo puede reducir la vulnerabilidad del mismo frente al cambio climático [20]. No obstante, el potencial de almacenamiento de carbono de los suelos no superará los 1.000 millones de toneladas de carbono anuales, tan sólo contrarestando una séptima parte de las emisiones de carbono generadas por la combustión de carburante fósil. Esto se debe a que el almacenamiento de carbono en el suelo tiene una duración determinada debido a la saturación del sumidero y no se conoce cómo van a responder estos sumideros de carbono a futuros escenarios de cambio climático [20]. Pero de acuerdo a los escenarios planteados por el IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático), el planeta se encuentra en un punto crítico, que determinará la trayectoria de las variaciones de temperatura hasta el año 2100. Por todo ello es necesario adoptar y explotar todas las medidas de mitigación posibles.

Políticas para la protección de los suelos

Dada la importancia de proteger los suelos se han definido diferentes programas marco, estrategias temáticas y Directivas tanto a nivel europeo, nacional como a nivel de la CAPV.

A nivel europeo, el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión n° 1600/2002/CE) [21], presentado por la Comisión Europea (CE) en 2001, estableció el objetivo de proteger los recursos naturales y fomentar un uso sostenible del suelo. La Comunidad se comprometió a la adopción de una estrategia temática sobre la protección del suelo para detener e invertir el proceso de degradación que éste sufre. En su Comunicación de 2002 titulada “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo” (COM (2002) 179) [22], la Comisión señalaba las ocho amenazas principales que afectan a los suelos de la Unión Europea (UE): la erosión, la pérdida de materia orgánica, la contaminación, la salinización, la compactación, la pérdida de la biodiversidad del suelo, el sellado, los deslizamientos de tierras y las inundaciones.

En abril de 2004 entró en vigor la Directiva 2004/35/CE [23] sobre la responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioam-

bientales. Esta Directiva establece normas que se basan en el principio de "quien contamina paga", significando que una empresa que cause daños medioambientales es responsable de los mismos, por lo que debe tomar medidas preventivas o reparadoras. Entre los puntos clave define los daños medioam-bientales como aquellos daños al suelo que supongan un riesgo significativo para la salud humana.

En 2006 la Comisión Europea lanzó la propuesta de Directiva por la que establecía un marco para la protección del suelo (COM(2006) 232) [24] y se modificaba la Directiva 2004/35/CE, basándose en cuatro pilares: a) legislación, b) integración en otras políticas, c) investigación, y por último d) sensibilización. En esta propuesta se marcaban una serie de acciones como, por ejemplo, la identificación por los Estados Miembros en un plazo de cinco años de las zonas sujetas a riesgos de erosión, pérdida de materia orgánica, compactación, salinización y deslizamientos de tierras, la prevención de la contaminación de suelos, la rehabilitación, la sensibilización y la participación pública. En 2012 la Comisión Europea (CE) publica un primer informe sobre la implementación de la estrategia publicada en 2002 y las actividades en curso. Además este mismo año se publica el informe de referencia "The State of Soil in Europe", publicado por el Joint Research Centre de la CE en colaboración con la Agencia Europa de Medio Ambiente [25]. Finalmente, el 30 de abril de 2014 la CE decide retirar la propuesta de Directiva Marco sobre el Suelo. Los argumentos para esta retirada defendida por países como Francia, Alemania, Reino Unido, Holanda y Austria, además de la industria y las cooperativas agrarias, fueron que la Directiva llevaba años bloqueada, que suponía más burocracia para los agricultores y cooperativas, que ya existía una legislación suficiente en la UE, la ausencia de riesgos de contaminación transfon-teriza asociados al suelo y la oposición a la realización de un informe del estado del suelo cada vez que se procede a la transmisión de un suelo sobre el que se hayan desarrollado actividades potencialmente contaminantes. En contra de esta retirada se mostraron las ONG medio-ambientales y la sociedad científica.

En diciembre de 2013 se publicó el Séptimo Programa de Acción de la Unión en Materia de Medio Ambiente "Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta" [26], que entró en vigor el 17 de enero de 2014. Este Programa reconoce que la degradación del suelo en la UE es un reto pendiente y se marcan como objetivos para el 2020 el manejo sostenible del suelo y la adecuada protección del mismo, la recuperación de los sitios contaminados en marcha, y el compromiso de la UE y de los Estados Miembros en aumentar los esfuerzos para reducir la erosión, aumentar la materia organica de los suelos y recuperar los suelos contaminados.

A nivel nacional cabe destacar la Ley 42/2007 [27], de 13 de diciembre del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En el artículo 77 sobre los incentivos a las externalidades positivas en el ámbito de los espacios protegidos y de los acuerdos de custodia del territorio define que las Comunidades Autónomas van a regular los mecanismos y las condiciones para incentivar las externalidades positivas de terrenos que se hallen ubicados en espacios declarados protegidos o en los cuales existan acuerdos de custodia del territorio debidamente formalizados por sus propietarios ante entidades de custodia. Para ello tienen en cuenta, entre otros, la conservación de los suelos y del régimen hidrológico como medida de lucha contra la desertificación, en función del grado en que la cubierta vegetal y las prácticas productivas contribuyan a reducir la pérdida o degradación del suelo y de los recursos hídricos superficiales y subterráneos. Más tarde, el 16 de septiembre de 2011 se aprueba el Real Decreto 1274/2011 [28], correspondiente al plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en ampliación a la Ley 42/2007. Uno de los objetivos de este Real Decreto, concretamente el objetivo 3.5, es contribuir a la conservación de la biodiversidad por medio de acciones de protección y conservación de los suelos. Por último, men-

cionar la Ley 22/2011 [29], de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, cuyo objetivo es establecer el régimen jurídico de la producción y gestión de residuos, así como la previsión de medidas para prevenir su generación y para evitar o reducir los impactos adversos sobre la salud humana y el medio ambiente asociados a la generación y gestión de los mismos.

Respecto al País Vasco, los primeros casos de contaminación del suelo, fruto de una larga historia industrial, se detectaron en Euskadi a principios de los noventa. Por ello, el Gobierno Vasco diseñó una estrategia de acción para la protección del suelo frente a la contaminación denominada "Plan director para la protección del suelo de la Comunidad Autónoma Vasca (1994)", que no llegó a ser aprobada, si bien las posteriores actuaciones emprendidas en esta materia se han realizado de acuerdo a dicho plan. Más tarde se definió el Plan de Suelos Contaminados de la Comunidad Autónoma del País Vasco 2007-2012, alineado con la estrategia ambiental vasca de desarrollo sostenible 2002-2020 que fue un mandato de la Ley 1/2005, de 4 de febrero, de prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco [30]. Dicha ley recoge los instrumentos de la política de suelos de que disponen las administraciones públicas para prevenir la aparición de nuevas alteraciones en los suelos, dar solución a los casos más urgentes, y planificar la resolución del resto. En junio de 2015 se aprobó la Ley 4/2015, de prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco [31], y se decidió afrontar la redacción de un nuevo documento de planificación en materia de suelos contaminados que aún se encuentra en las fases más iniciales de elaboración. Esta nueva estrategia partirá de los principios y avances de la anterior, pero deberá progresar hacia nuevos conceptos en un ámbito de actuación más general que tendrá en cuenta la necesidad de alcanzar un uso más eficiente del suelo como recurso (Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos, COM(2011) 571) [32] y un objetivo final de sostenibilidad de "degradación neta cero del suelo" tal y como plantea UNCCD (United Nation Convention to Combat Desertification) dentro de las metas Rio+20. Por otro lado, la nueva Ley de prevención y corrección de la contaminación del suelo ha incorporado una disposición transitoria de acuerdo a la cual el Gobierno de la Comunidad Autónoma, además del plan de suelos (contaminados), en el plazo de dos años tras la entrada en vigor de la ley, aprobará una estrategia para la protección, conservación y restauración de las funciones naturales y de uso de los suelos que puedan degradarse como consecuencia de la erosión, la pérdida de materia orgánica, la salinización, la compactación, la pérdida de biodiversidad, el sellado, los deslizamientos de tierra y las inundaciones.

Medidas de protección de los suelos

Queda patente la importancia de poner en marcha prácticas de manejo adecuadas para proteger el suelo de los procesos de degradación, y prácticas de remediación para disminuir la superficie de suelos contaminados. En este sentido queremos destacar los siguientes trabajos que se han llevado en NEIKER durante los últimos 15 años para cumplir con dichos objetivos.

Protección del suelo frente a procesos de erosión

Como ya se ha comentado el riesgo de erosión de los suelos agrícolas es muy elevado y más aún en cultivos como la vid que a menudo se sitúan en zonas de laderas y frecuentemente mantienen el suelo desnudo. El País Vasco cuenta con 13.837 hectáreas de viñedo divididas en cuatro Denominaciones de Origen, correspondiendo el 93% a la zona de Rioja Alavesa. En esta área, por lo general, los viñedos se mantienen libres de vegetación, bien a través del laboreo convencional o a través de la aplicación de herbicidas, y la protección que ejerce la cobertura de las cepas de vid frente al impacto de la lluvia no es suficiente. Frente a esta problematica una de las opciones son las cubiertas vegetales, pero en ambientes mediterráneos su uso no está muy extendido, ya que existe el

riesgo de una competencia desfavorable por el agua con la vid. Por este motivo, surge la necesidad de investigar cómo afectan las cubiertas vegetales en diferentes tipos de suelo a los parámetros productivos y cualitativos de la uva.

En este contexto NEIKER llevó a cabo dos estudios en Rioja Alavesa, uno primero con el doble objetivo de: a) establecer una zonificación de los suelos existentes, así como de sus propiedades, en una parcela de viñedo con una alta variabilidad de partida y estudiar el comportamiento productivo y de calidad de la viña según la zonificación realizada en cada uno de ellos, b) establecer una serie de criterios que permitieran relacionar el comportamiento del viñedo en los suelos de la parcela estudiada, ya que eran representativos de amplias superficies de viñedo, con el previsible comportamiento de los viñedos en los tipos de suelos que han sido estudiados y clasificados en la cartografía de 1:50.000 elaborada en Rioja Alavesa [33]. Los resultados obtenidos corroboraron que es posible encontrar suelos con propiedades lo suficientemente diversas en una parcela de viñedo como para obtener diferencias reseñables de vigor, producción y calidad de mosto. Además, se constató que una adecuada zonificación permite al viticultor realizar un manejo en la parcela más racional y ajustar mejor las necesidades de la viña [34]. Este trabajó permitió hacer un uso más eficiente de los recursos naturales como por ejemplo el agua, ya que el viticultor dejó de regar una de las zonas estudiadas donde la capacidad de retención de agua era mayor.

Como continuación del trabajo anterior, durante cinco años (2008-2012) se planteó un estudio en el mismo viñedo con el objetivo de comparar el estrés hídrico de la vid (*Vitis vinifera* L.), su respuesta agronómica y la calidad del mosto y del vino entre el manejo del suelo con una cubierta vegetal de cebada (*Hordeum vulgare* L., cv. ´Meseta`) y el mantenimiento del suelo desnudo mediante laboreo convencional en dos posiciones fisiográficas: a) zona de pendiente con suelos poco profundos, menor capacidad de retención de agua y con tendencia a la erosión y b) zona de hondonada con suelos profundos, mayor capacidad de retención de agua y en el que se deposita el material erosionado desde la pendiente. De este estudio se concluyó que el estrés inicial que la cubierta causaba en la pendiente no se reflejó ni en el crecimiento vegetativo ni en la calidad, pero si se relacionó con una tendencia hacia una menor producción. En el hondón la cubierta vegetal incrementó la calidad en lo que respecta al grado y al color. Esto sucedió por la competencia de la cubierta por el N del suelo, lo que resultó en un menor crecimiento vegetativo, que conllevó un menor estrés durante la maduración y una mayor incidencia de la luz solar sobre los racimos. El conjunto de cambios provocados por el manejo mediante la cubierta vegetal mejoró las variables relacionadas con la calidad, sobre todo en el hondón, igualando así ambas zonas del viñedo. No obstante, el efecto de una sequía prolongada hizo que este efecto positivo de la cubierta vegetal se perdiese en el hondón en el caso del color, llegándose a invertir en el caso del grado al final del ensayo [35]. A modo resumen se puede decir que de una forma controlada y disponiendo de riego el manejo del viñedo con cubiertas vegetales es una práctica sostenible ya que reduce el riesgo de erosión y puede llegar a mejorar la calidad de la uva.

Por último y en cuanto a los trabajos realizados en el sector vitivinícola, durante la campaña 2017 y dentro del marco del proyecto “Plan de ecoeficiencia y mejora ambiental de las bodegas de Rioja Alavesa”, financiado por el Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad del Gobierno Vasco y fondos FEADER (Fondo Europeo Agrario de Desarrollo Rural), se diseñó un programa de reducción de la huella ambiental para las bodegas. En la fase del cultivo, NEIKER llevó a cabo un ensayo de cubiertas vegetales en uno de los viñedos que producen uva para la bodega Baigorri, con el objetivo de fomentar el uso de cubiertas vegetales como manejo del cultivo más eficiente.

Por otro lado, la demanda de biomasa que impulsa la bioeconomía podría contribuir a

la intensificación de la producción forestal en Euskadi, con lo que se podría incrementar la presión sobre los suelos en los que se asientan las masas forestales. Por este motivo NEIKER participa en el proyecto (Interreg SUDOE) PLURIFOR, "Planes Transaccionales para la Gestión de los Riesgos Forestales". Este proyecto tiene como objetivo principal desarrollar planes basados en el mejor conocimiento disponible con los que poder gestionar los riesgos, tanto bióticos (plagas, enfermedades, etc.) como abióticos (fuertes vientos, fuegos, etc.) a los que las masas forestales se enfrentan. El equipo investigador de NEIKER, además de desarrollar un plan de gestión para plagas y enfermedades emergentes, desarrollará un plan de gestión del riesgo de degradación de suelos forestales para el País Vasco en colaboración con investigadores de Asturias, Galicia y Portugal. El objetivo principal de este grupo es generar unos protocolos de actuación basados en el conocimiento de los suelos para que los gestores puedan tomar las mejores decisiones posibles. Por ejemplo, se están generando mapas mensuales de erosividad de la lluvia para poder identificar las épocas del año con menor riesgo de erosión y así poder planificar adecuadamente las labores forestales. Así mismo, se está generando una aplicación móvil para evaluar el impacto de las labores forestales en el suelo y que los gestores de las masas puedan establecer un nivel aceptable de perturbación y evaluar el estado del suelo después de diferentes prácticas selvícolas. PLURIFOR también quiere generar conocimiento necesario para abordar unos planes robustos de gestión del riesgo de degradación de suelos mediante la realización de dos casos de estudio. En uno de ellos se revisitará un ensayo de utilización de maquinaria forestal realizado hace 16 años para determinar la posible recuperación de la compactación del suelo producida por el tráfico de maquinaria pesada en condiciones adversas, y en el otro se pretende comenzar a ofrecer valores de referencia de biodiversidad edáfica para suelos forestales en condiciones climáticas diferentes dentro de la CAPV. El punto fuerte de PLURIFOR en esta actividad, se basa en el intercambio de conocimientos sobre buenas prácticas con las regiones participantes, con el fin de promover prácticas sostenibles de manejo forestal y de suelos así como apoyar los instrumentos adecuados de gobernanza para la protección de los suelos forestales. Únicamente mediante la protección de estos suelos y con el mantenimiento de su fertilidad se asegurará el suministro de biomasa que la bioeconomía demandará en un futuro cercano.

Aumento del carbono orgánico de los suelos agrícolas

NEIKER lidera el proyecto "Eko-Arkaute" financiado por Udalsarea21 (Red Vasca de municipios hacia la sostenibilidad" cuyo objetivo es la conversión de siete hectáreas en la localidad de Arkaute (Vitoria-Gasteiz, Araba) y propiedad de NEIKER que actualmente se dedican a la agricultura convencional a cultivo ecológico. Se pretende que estas parcelas ecológicas se mantengan de forma indefinida, como parcelas piloto para estudiar la evolución del carbono en suelo a largo plazo.

Conocimiento de la biodiversidad y funcionalidad del suelo

Como ya se ha comentado los suelos albergan una cuarta parte de la biodiversidad de nuestro planeta. Esta biodiversidad, y principalmente la microbiana, contribuye a los ciclos globales que hacen posible la vida. Sin embargo, la diversidad y funcionalidad de la biota edáfica apenas se conoce, por lo que en estos momentos no es posible determinar el estado de salud en el que se encuentran los suelos. NEIKER tiene una dilatada experiencia en la determinación de parámetros relacionados con la actividad, biomasa y diversidad microbiana del suelo. Esta experiencia se ha plasmado de forma didáctica en las tarjetas de salud de los agroecosistemas, manuales prácticos que nos explican de manera sencilla cómo podemos diagnosticar el estado de salud de diferentes ecosistemas agrícolas. Además de conocer su estado actual, nos

permiten valorar el impacto que sobre dicha salud pueda tener cualquier cambio que introduzcamos en esos agroecosistemas (por ejemplo, una práctica agraria).

Protección del suelo frente al sellado

Tras la concesión a Vitoria-Gasteiz del premio European Green Capital 2012 y de la mano de un activo grupo de colectivos consciente del interés creciente entre la población por una alimentación sana, el Ayuntamiento de Vitoria decidió impulsar una Estrategia Agroalimentaria Sostenible para Vitoria-Gasteiz, con el objetivo de conectar la producción local de alimentos de calidad con el consumo de estos productos en la ciudad. Entre las acciones definidas está la elaboración de un estudio agrológico y de calidad de los suelos del municipio de Vitoria-Gasteiz, puesto que en este momento el Plan General de Ordenación Urbana de Vitoria-Gasteiz, actualmente en proceso de revisión, es el documento planificador que debe adaptar la categorización del suelo no urbanizable a la realidad del municipio y ajustarlo a su escala territorial. Y este esfuerzo de ordenación del territorio rural debe basarse en un conocimiento cualificado de la capacidad agrológica de los suelos del municipio de Vitoria-Gasteiz. Neiker participa en esta acción elaborando un mapa de clases agrológicas de los suelos de Vitoria-Gasteiz.

Remediación biológica de suelos contaminados

En cuanto a la remediación de suelos contaminados, se ha trabajado en el desarrollo de tecnologías biológicas de descontaminación de suelos entre las que se puede destacar la biorremediación (o utilización de microorganismos para degradar compuestos contaminantes) y la fitorremediación, mediante el uso de plantas. Estas tecnologías son respetuosas con el medio ambiente y con los procesos ecológicos que en él se desarrollan.

Por ejemplo, en estos momentos se está trabajando en el establecimiento y monitorización de una red de emplazamientos contaminados y/o degradados sometidos a métodos novedosos de fitogestión para demostrar el potencial de las fitotecnologías para la restauración ecológica. La estrategia de la fitogestión combina el uso de estas fitotecnologías con el uso sostenible y rentable de un lugar, otorgando valor a los muchos beneficios que se pueden obtener de un emplazamiento contaminado durante la fitorremediación, como son la restauración de importantes servicios ecosistémicos [36].

Por otro lado, NEIKER participa en una iniciativa de desarrollo experimental a escala real de una combinación de dos técnicas innovadoras de remediación de suelos en forma de “nanobiopila”: la biorremediación de suelos contaminados mediante el uso de compost y la aplicación de nanopartículas de hierro cero-valente. Las nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI) han demostrado su alta capacidad para reaccionar con una amplia gama de contaminantes en suelos y aguas subterráneas.

Rehabilitación de suelos alterados

La remediación de suelos contaminados supone corregir los efectos de la contaminación por diversos elementos y/o substancias químicas, mientras el suelo todavía se conserva. Dentro del sector primario, las actividades extractivas (graveras, canteras, minas...) tienen como consecuencia la alteración profunda e incluso la desaparición del suelo, en general, disponiendo de los restos de mineral de la explotación pero faltando el necesario suelo vegetal para poder rehabilitar, tal como exige la ley, estos suelos alterados. El uso de tecnosuelos, que son una mezcla sólida de materiales naturales o sintéticos, minerales u orgánicos que, colocada en superficie, permite la rápida integración de los componentes residuales antropogeomórficos en los ciclos biogeoquímicos así como el cumplimiento de las funciones ambientales y productivas del suelo, mejorando la situación ambiental precedente [13], permite rehabilitar las zonas alteradas en canteras o minas.

El uso de tecnosuelos debe seguir los principios básicos de la gestión medio-

ambiental, es decir, debe ser ambientalmente correcto, técnicamente factible y económicamente viable. Los tecnosuelos pueden ser una opción viable para utilizar productos de desecho y rehabilitar áreas alteradas, al mismo tiempo que se reciclan nutrientes esenciales y se estabiliza la materia orgánica en estos residuos, residuos que se utilizan una vez determinado que son de la calidad adecuada (37, 38, 39], se aplican de acuerdo a buenas prácticas y se hace una evaluación del impacto ambiental de los mismos en un periodo de tiempo adecuado (aprox. 5 años)

NEIKER ha participado en la iniciativa de rehabilitación de la Mina Esther, perteneciente a ECHASA, en Laminoria (Maeztu, Álava). Inicialmente, se puso en marcha un ensayo de demostración, formulando un tecnosuelo de tres componentes, tierras de Gardelegi (la fracción 0-40 mm procedente de la recuperación de residuos de recuperación y demolición (RCD)), bentonita reciclada (material procedente de la recuperación de arenas verdes de fundición mediante una metodología desarrollada por la empresa ECOFOND, y Lodos EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales), tratados mediante estabalización anaero-bia, de la planta de Crispijana. El ensayo que comenzó en Septiembre de 2011, y cuyo seguimiento continúa en la actualidad, ha permitido determinar la bondad de esta metodología en la rehabi-litación de los suelos de esta cantera. Aplicando el principio de precaución, las conclusiones específicas de este ensayo deben entenderse limitadas a las condiciones del ensayo y a las condiciones edafoclimáticas de su ubicación, por lo que serían precisas nuevas pruebas en caso de utilizarse otros materiales o proporciones muy distintas de los mismos, o en otras condiciones edafoclimáticas, ya que los resultados obtenidos no permiten en la actualidad disponer de una capacidad predictiva generalizada.

Conclusiones

Es clara la necesidad de proteger y rehabilitar los suelos degradados a todas las escalas para garantizar la seguridad alimentaria y más aún ante un escenario de cambio climático. El suelo juega un papel importante en la mitigación del cambio climático, siempre y cuando se potencie su capacidad máxima de almacenar carbono. Para ello, el primer paso es conocer el potencial de secuestro de carbono para cada tipo, estado y uso del suelo, siendo fundamental una red de monitorización de los suelos, que permita evaluar a lo largo del tiempo la evolución de la materia orgánica del mismo y el efecto de distintas prácticas de manejo. Las políticas europeas y nacionales juegan un papel fundamental en la protección de los suelos frente a las amenazas de degradación de los mismos, proponiendo medidas que penalicen un mal uso del suelo y favorezcan prácticas de manejo sostenibles. Por útlimo, no debemos dejar de lado acciones de concienciación social que pongan en valor la importancia de proteger un recurso con tanto valor como es el suelo, y para que los propios consumidores seamos tractores de un sistema de alimentación más sostenible que proteja al mismo tiempo el medio ambiente, la economía y favorezca una sociedad más justa. Esto se puede conseguir proporcionando alimentos que contengan un etiquetado con información transparente, fácil de entender y concisa sobre la producción sostenible de los mismos y sólo así como consumidores estaremos dispuestos a reclamar alimentos de estas características. Así, la producción sosteni-ble de alimentos nos dirige indiscutiblemente a la gestión sostenible del suelo.

Referencias bibliográficas

[1] Burbano, H. 2016. El suelo y su relación con los servicios ecosistémicos y la seguridad alimentaria. REV. CIENC. AGR. 33 (2): 117-124. doi: http://dx.doi.org/10.22267/rcia.163302.58

[2] Silva, S., Correa, F. 2009. Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica. Semestre Económico. 23 : 13-34.

[3] Montanarella, L. 2015. Agricultural policy govern our soils. Nature. 528: 32-33.

[4] Bini, C. 2009. Soil: a precious natural resource. CONSERV. NAT. RESOUR: 1-48.

[5] Lal, R. 2015. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. SUSTAINABILITY 7: 5875-5895.

[6] AEMA. 2010. El Medio Ambiente en Europa. Estado y perspectiva-Síntesis. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhage.

[7] Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., Bosello, F. 2017. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. LAND DEGRAD. DEV. 29: 471-484.

[8] Schjønning, P., van den Akker, J.J.H., Keller, T., Greve, M.H., Lamandé, M., Simojoki, A., Stettler, M., Arvidsson, J., Breuning-Madsen, H. 2015. Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) analysis and risk assessment for soil compaction-a European perspective. ADV. AGRON. 113: 183-237.

[9] SoCo: Sustainable Agriculture and soil conservation. Organic matter decline. 2013. Fact Sheet no. 3.

[10] European Soil Database 2003, http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/octop/octop_data.html

[11] Batjes, NH. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. EUR J SOIL SCI. 47 : 151-163.

[12] Panagos, P., Hiederer, R., Van Liedekerke, M., Bampa, F. 2013. Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a european network. J. ENVIRON. PUBLIC HEALTH 2013: 1–11.

[13] Macías, F. 2004. Recuperación de suelos degradados, reutilización de residuos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejora de la calidad ambiental. Recursos Rurais, 1,: 49-56.

[14] IHOBE. 2014. Perfil ambiental de Euskadi 2013. 1-64.

[15] European Comission. 2012. Soil sealing. Science for environment policy. DG, environmental news alert service. In depth report.

[16] IDER Ingeniería y Desarrollo Rural. 2005. Mapa de erosión de suelos de la Comunidad Autónoma de Euskadi.

[17] FAO. 2002. Organic agriculture, environment and food sequrity.http://www.fao.org/docrep/005/Y4137E/y4137e00.htm#TopOfPage

[18] Smith, P. 2012. Soils and climate change. CURRENT OPINION IN ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY 4 : 539-544.

[19] Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food sequrity. Science 304: 1623-1627.

[20] Smith, P., Olesen JE. 2010. Synergies between mitigation of, and adaptation to, climate change in agriculture. J. AGRIC. SCI. 148: 543-552.

[21] El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea. Decisión No 1600/2002/CE Del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de julio de 2002 por la que se establece el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente. Diario oficial de las Comunidades Europeas 10 de septiembre de 2009, pp 15.

[22] Comisión de las Comunidades Europeas. Hacia una estrategia temática para la protección del suelo. Bruselas 16 de abril de 2002. (COM) 2002, 179 final.

[23] El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea. Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del de 21 de abril de 2004 sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales. Diario oficial de las Comunidades Europeas 30 de abril de 2004, pp 20.

[24] Comisión de las Comunidades Europeas. Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE. Bruselas 22 de septiembre de 2006, COM(2006) 232 final, pp 31.

[25] Joint Research Centre. The State of soil in Europe. A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report—SOER 2010, pp 78.

[26] El Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea. Decisión No 1386/2013/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de noviembre de 2013 relativa al Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente hasta 2020 «Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta». Diario Oficial de la Unión Europea, 28 de diciembre de 2013, pp. 30.

[27] Jefatura del Estado. LEY ORGÁNICA 16/2007, de 13 de diciembre, complementaria de la Ley para el desarrollo sostenible del medio rural. BOE 299, 14 de diciembre de 2007, pp, 51275.

[28] Ministerio de Medio Ambiente, Y Medio Rural y Marino. Real Decreto 1274/2011, de 16 de septiembre, por el que se aprueba el Plan estratégico del patrimonio natural y de la biodiversidad 2011-2017, en aplicación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. BOE 236, 30 de septiembre de 2011, pp. 103071.

[29] Jefatura del estado. Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE 181, 29 de julio de 2011, pp. 85650.

[30] Comunidad Autónoma del País Vasco. Ley 1/2005, de 4 de febrero, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo. BOE 274, 14 de noviembre de 2011, pp. 117142.

[31] Comunidad Autónoma del País Vasco. Ley 4/2015, de 25 de junio, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo. BOE 176, 24 de julio de 2015, pp. 62274.

[32] Comisión Europea. Hoja de ruta hacia una Europa eficiente en el uso de los recursos. Bruselas, 20 de septiembre de 2011. COM(2011) 571 final.

[33] Barrios I. 1995. Los suelos de viñedo de Rioja alavesa. Tesis Doctoral, Universisad de Santiago de Compostela.

[34] Unamunzaga, O., Besga, G., Castellon, A., Uson, M.A., Chery, P., Gallejones, P., Aizpurua, A. 2014. Spatial and vertical analysis of soil properties in a Mediterranean vineyard soil. SOIL USE MANAGE. 30 (2): 285-296.

[35] Kortabarria, J. 2017. Cubiertas vegetales en un viñedo de Rioja Alavesa: Influencia sobre el estado hídrico, crecimiento vegetativo, producción y calidad. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.

[36] Burges, A., Alkorta, I., Epelde, L., Garbisu, C., 2018. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. INT. J. PHYTOREMEDIATION 20: 384-397.

[37] Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial. Ley 4/2015, de prevención y corrección de la contaminación del suelo del País Vasco. Parlamento Vasco. BOPV 2 de julio de 2015, pp. 43.

[38] Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. DECRETO 49/2009, de 24 de febrero, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos. BOPV 18 de marzo de 2009, pp. 63.

[39] Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad. DECRETO 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco. BOPV 18 de diciembre de 2013, pp.36.

El suelo en las estrategias de adaptación al cambio climático a la escala regional

The soil in the strategies of climate change adaptation at a regional scale

Iñigo Virto[1*], Rodrigo Antón, Isabel de Soto, Alberto Enrique[1], Paloma Bescansa[1],

[1] Área Edafología y Química Agrícola. Dpto. Ciencias Medio Natural. Universidad Pública de Navarra. 31006 Pamplona, Navarra. * inigo.virto@unavarra.es

Abstract

El papel del suelo en relación al intercambio de gases de efecto invernadero (GEI), y su potencial en la gestión de la mitigación del cambio climático es una herramienta clave en los planes y hojas de ruta a nivel regional, nacional e internacional. El conocimiento desarrollado en las últimas décadas en torno al papel mitigador de los suelos agrícolas y su manejo, ha permitido desarrollar estrategias territoriales que ponen en valor este papel. Existe consenso en que la aplicación de estas medidas, así como la evaluación de su efectividad, debe ser evaluada a nivel local, considerando tanto las características climáticas como las edáficas. En este sentido, algunas cuestiones relativas al funcionamiento del suelo pueden ser relevantes y necesitan ser exploradas a la escala local, como la sensibilidad de las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo a cambios ambientales, el potencial máximo de almacenamiento de C atmosférico, o el papel de la fracción mineral y las condiciones físico-químicas del suelo en este proceso. El avance en el conocimiento sobre papel de las poblaciones microbianas y su interacción con los ciclos del C y el N es también clave en este sentido.

El papel del suelo dentro de las estrategias de adaptación cobra de igual manera cada vez más relevancia. En el caso de los suelos agrícolas, la mejora de la resiliencia de los agrosistemas en base al estado del suelo, se contempla como una estrategia que debe ser integrada con otras relacionadas con el material vegetal o la gestión de plagas y enfermedades. Los planes internacionales, nacionales y regionales de adaptación proponen diversas medidas para el sector agrario, que tienen como objeto cambios en el manejo del suelo y los cultivos, y requieren por lo tanto considerar los factores edáficos en varios aspectos: en relación a la vulnerabilidad de las diferentes zonas y agrosistemas, en relación al efecto de los cambios de manejo en la calidad de los suelos agrícolas y en los nuevos balances netos de emisión, y su papel en el desarrollo de sistemas de diagnóstico y monitorización de esta resiliencia a escala local y regional. Además, se reconoce que los suelos agrícolas pueden sufrir especialmente las consecuencias del cambio climático, en procesos relacionados con la pérdida de C orgánico, que se reconoce afectada por las características propias del suelo y sus usos, la erosión y la pérdida de fertilidad en suelos de regadío por salinización, o asociada a la desertificación. En este marco, la adopción o modificación de los sistemas de regadío es una herramienta estratégica de adaptación en zonas áridas y semi-aridas. Sus consecuencias en el funcionamiento del suelo en el corto y largo plazo necesitan ser evaluadas y consideradas al estimar el potencial de esta medida en relación a los objetivos de mitigación y adaptación.

En la Comunidad Foral de Navarra se están desarrollado en los últimos años actividades encaminadas a introducir el factor suelo en los proyectos de mitigación y adaptación al cambio climático. Algunos resultados de estos trabajos muestran como esta consideración permite una evaluación más específica, tanto de los benficios asociados a las diferentes medidas, como de los posibles cambios generados en el funcionamiento de los suelos agrícolas.

Summary

The role of soils in relation to the exchange of greenhouse gases (GHG), and its potential in the management of climate change mitigation is a key tool in plans and road maps at the regional, national and international scale. The knowledge developed in the last decades about the mitigating possibilities of agricultural soils and their interaction with management, has lead to the development of territorial strategies accounting for it worldwide. There is consensus in that the application of these measures, as well as the evaluation of their real effectiveness, has to be evaluated at the local level, considering both the climatic and edaphic characteristics of the different zones. In this sense, some issues related to soil functioning may be relevant and need to be explored at the local scale, such as the sensitivity of the different fractions of soil organic matter to temperature, the maximum storage potential of atmospheric C, or the role of the mineral fraction and the physical-chemical conditions of the soil in these processes. The knowledge about the role of microbial populations and their interaction with the cycles of C and N is also key in the development of mitigation strategies at the local and regional scales.

The role of the soil within adaptation strategies is equally important. In the case of agricultural soils, the improvement of the resilience of agrosystems based on the state of the soil, is considered as a strategy that must be integrated in adaptation plans with others related to plant material or the management of pests and diseases. The international, national and regional plans for adaptation propose indeed several options for the agricultural sector, which aim at changes in soil and crop management, and therefore need to consider the edaphic factors, at least in relation to the vulnerability of the different zones and agro-systems, in relation to the effect of management changes in the quality of agricultural land and in the new net emission balances, and their role in the development of systems to diagnose and monitor this resilience at local and regional levels. In addition, it is known that agricultural soils can suffer especially the consequences of climate change, in processes related to the loss of organic C, which is recognized as affected by the characteristics of the soil and its uses, erosion and loss of soil fertility and salinization, or associated with desertification. In this framework, the adoption or modification of irrigation systems is a strategic tool for adaptation in arid and semi-arid zones. Its consequences on soil functioning in the short and long term need to be evaluated and considered when estimating the potential of this measure in relation to the mitigation and adaptation objectives.

In the Autonomous Community of Navarra, some activities have been developed in recent years aiming at introducing the soil factor in mitigation and adaptation projects. Some results of this work show how this consideration allows for a more specific evaluation both of the benefits associated with the different measures, and of the possible changes generated in soil functioning in agricultural land.

Keywords: suelo, cambio climático, adaptación, agricultura, regadío, Nadapta

El suelo y el cambio climático

El papel de los sistemas edáficos en los ciclos biogeoquímicos del C y el N, y en particular, en el intercambio de estos elementos entre la atmósfera y los ecosistemas terrestres, es conocido, y ha despertado un interés creciente por su estudio en las últimas décadas. La interferencia del manejo agrícola en estos ciclos, y sus consecuencias en el balance total de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), es de hecho objeto de atención desde hace tiempo en las políticas y estrategias de regulación de estas emisiones[1].

El suelo presenta en este contexto un interés especial por su papel como captador de C atmosférico. Este papel ha puesto de relevancia la importancia de los estudios sobre la estabilización de la materia orgánica en el suelo, y sobre las consecuencias de diferentes estrategias de manejo agrícola en esta estabilización, como ponen de manifiesto actividades de redes científicas como la Red Remedia (**http://www.redremedia.org/)** y numerosos trabajos de investigación e informes oficiales a nivel nacional e internacional [2],[3].

Además, el suelo es una parte fundamental de los ecosistemas terrestres, y también se ve amenazado dentro de éstos por la variabilidad y los cambios en las condiciones climáticas[4]. Más allá de la evidencia de la relación directa del clima como factor de formación del suelo, y las posibles consecuencias del cambio climático en el largo plazo en este sentido[5], los cambios observados y esperables en el clima afectan a procesos de degradación rápidos como la erosión o la mineralización de la materia orgánica.

El conocimiento del suelo en relación al cambio climático es por lo tanto necesario, y tiene especial relevancia en relación a la mitigación, sus consecuencias en los sistemas terrestres, y las posibles medidas de adaptación[6].

Mitigación del cambio climático

El avance del conocimiento sobre las relaciones entre el manejo del suelo, y su potencial en la mitigación del cambio climático se ha incrementado notablemente en los últimos años[7]. En los sistemas agrícolas, de manera general, se pueden resumir las estrategias entre aquellas destinadas a reducir las emisiones de GEI, y las encaminadas a aumentar el potencial del suelo en la estabilización del CO_2 atmosférico en forma de materia orgánica estabilizada[8]. En ambas direcciones, la necesidad de conocimiento del funcionamiento del suelo es evidente.

A nivel global, las emisiones de los suelos agrícolas, consideradas las emisiones por el uso de fertilizantes y en los arrozales, suponen arproximadamente un 23% de las asociadas a la agricultura[9]. Otras emisiones que se asocian a los suelos agrícolas son las relativas al manejo de residuos ganaderos. Por esta razón, el desarrollo de sistemas agrícolas y agroganaderos capaces de sostener la producción con menores tasas de emisión es una línea clara de trabajo. Las características del medio edáfico y de su manejo resultan determinantes en este sentido, al estar condicionadas, y a su vez condicionar, gran parte de los procesos responsables de estas emisiones [10],[11].

En relación al secuestro de C atmosférico, el potencial de los suelos agrícolas para estabilizar C fotosintetizado, y por tanto contribuir a la reducción de CO_2 en la atmósfera, depende en gran medida de las condiciones del clima y el suelo considerados. En este sentido, iniciativas como la conocida del "4per1000"[12] han utilizado este potencial como fundamento para la promoción de estrategias que contribuyen a un incremento del contenido de C orgánico en suelos agrícolas. Un reciente estudio en el marco de esta iniciativa[3], concluye que el potencial para introducir C orgánico en los suelos agrícolas de España es alto. Las estrategias consideradas en este estudio incluyen la aplicación de diferentes tipos de compost y subproductos y residuos orgánicos urbanos y agrícolas, y las

técnicas de gestión del suelo como la agricultura de conservación, la agricultura ecológica o la rotación de cultivos. Estas estrategias suponen diferentes formas de aumentar las entradas, y/o reducir las salidas de C orgánico al suelo, con el objeto de alcanzar un balance neto positivo en el medio-largo plazo. Las respuestas que ha suscitado esta iniciativa [13],[14],[15], y su desarrollo en relación a la incorporación de otros criterios para determinar las estrategias de éxito[16], son prueba de la necesidad de determinar con el mayor detalle posible las condiciones locales que pueden determinar condicionarlo. En este sentido, son necesarias evaluaciones detalladas de las emisiones y de las opciones de mitigación para ofrecer respuestas adecuadas en cada caso[6].

La aplicación de estas medidas de mitigación, y la evaluación de su efectividad real, debe ser evaluada por tanto a nivel local, considerando tanto las características climáticas como las edáficas. Algunas cuestiones relativas al funcionamiento del suelo, aún no bien conocidas, pueden ser relevantes en este sentido, como la sensibilidad de las diferentes fracciones de la materia orgánica del suelo a la temperatura y otros cambios, el potencial máximo de almacenamiento, y el papel de la fracción mineral o las condiciones físico-químicas del suelo[17,[17],[18]. En relación a esta última, algunas revisiones recientes[19],[20], ponen en evidencia que los mecanismos de estabilización de la materia orgánica en el suelo varían en función de estas condiciones, por lo que parece necesario desarrollar modelos y sistemas de medida que consideren estos factores[21] a la hora de realizar predicciones.

Un aspecto final que es necesario considerar en relación a las posibles estrategias de mitigación es la necesidad de evaluar sintéticamente su efecto en el balance secuestro-emisiones, así como sus posibles consecuencias más allá de los límites de la zona donde se apliquen[22].

El suelo en las estrategias de adaptación

La adaptación al cambio climático viene determinada por la necesidad de reducir los riesgos asociados a este cambio en todos los sectores[23]. Estos riesgos se entienden como el resultado de la exposición a diferentes accidentes o cambios del clima, en función de la vulnerabilidad de cada sociedad o sistema. La capacidad de adaptación determinará esta vulnerabilidad, y/o podrá reducir la exposición a diferentes fenó-menos. El sector agrícola es especial-mente vulnerable, al depender en gran medida de las condiciones del clima[24], por lo que existe un interés creciente hacia el estudio de diferentes estrategias de adaptación (ver por ejemplo las iniciativas europeas en **http://climate-adapt.eea.europa.eu/**, o proyectos como Adaptaclima II (**http://www.adaptaclima.eu/**) o AgriAdapt (**https://agriadapt.eu/**)).

En las medidas, actividades y líneas de trabajo para la evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación relativas al sector agrícola que se llevarán a cabo en el desarrollo del Plan Nacional de Adaptación (PNACC), pueden señalarse las siguientes: modificaciones en las zonas agroclimáticas, desarrollo de modelos de simulación de los ciclos de cultivo (incuyendo balances de agua y nutrientes), desarrollo de modelos de comportamiento de agentes patógenos, evaluación de las demandas de riego, identificación de estrategias de adaptación al cambio climático a corto y largo plazo (en base a estrategias sencillas tales como prácticas agrícolas relacionadas con cambios en las fechas de siembra, rotaciones de cultivos, las variedades utilizadas, etc.), y otras medidas en el sector ganadero[25]. Muchas de estas líneas están directamente relacionadas con el conocimiento del suelo, por ejemplo en relación a la retención y movimiento del agua. Además, el PNACC señala las principales amenazas del cambio climático en los suelos españoles, destacando la degradación asociada a la desertificación, la pérdida de C orgánico, que se reconoce afectada por las características propias del suelo y sus usos, la erosión y la

pérdida de fertilidad en suelos de regadío por salinización. Estos aspectos se consideran en los sucesivos planes de trabajo, así como en los informes de impacto, vulnerabilidad y adaptación de los diferentes sectores, que reconocen la necesidad de realización de estudios de análisis de impactos y medidas de adaptación específicas para determinadas regiones, es decir, considerando las condiciones regionales y locales[26,[27].

El suelo necesita, por tanto, ser considerado en este contexto en al menos tres dimensiones: (i) como elemento propio del paisaje, y por tanto imprescindible para una evaluación territorial de las estrategias de mitigación y adaptación, (ii) como objeto de cambios asociados a las variaciones en el clima y en el manejo, y (iii) en relación a su papel en las políticas de adaptación.

Algunas experiencias a nivel regional

Como se ha explicado, las estrategias de adaptación en el sector agrícola necesitan adecuarse a los contextos regionales en que se proponen. En el ámbito mediterráneo, muchas de ellas se relacionan con los cambios en las variedades y fechas de cultivo, el manejo de la fertilización y las rotaciones, y la introducción o modificación del regadío[28]. Se ha comprobado por ejemplo que las variables que mejor explican los cambios en el rendimiento de los cultivos en futuros escenarios de cambio climático en este ámbito son la temperatura y la disponibilidad de agua[24].

El manejo del agua es sin duda, una estrategia de adaptación de la agricultura al clima pracitcada desde la antigüedad. La introducción y/o adaptación del regadío puede tener consecuencias tanto desde el punto de vista de las condiciones del suelo, como en relación al balance de emisiones de GEI y el secuestro de carbono[29].

El desarrollo del Canal de Navarra, y otras intervenciones de expansión y modernización del regadío, han permitido realizar estudios sobre ambas cuestiones.

Balances GEI en agrosistemas de regadío

El proyecto Life Regadiox (**www.life-regadiox.es**) tuvo como objetivo el diseño, demostración, verificación y difusión del impacto que un modelo mejorado de gestión sostenible de la agricultura de regadío puede tener en los efectos del cambio climático, especialmente en relación a la captación de CO_2 atmosférico y a la reducción de emisiones de GEI.

Este objetivo se materializó en acciones encaminadas a evaluar la incidencia en estos balances de diferentes estrategias de regadío, de fertilización, y de manejo del suelo y los cultivos, de entre las señaladas anteriormente. En relación al último aspecto, se diseñó un proceso de selección de parecelas en diferentes zonas de regadío en Navarra. En cada una de las áreas seleccionadas, se estudió un conjunto de parcelas correspondientes a los usos más frecuentes en el regadío, según su intensidad de manejo, junto a un testigo de secano. Estos manejos incluyeron cultivos forrajeros, monocultivo de cereal (maíz), y cultivos hortícolas. Además, se seleccionaron parcelas con cultivos leñosos (vid y olivo) asociadas a manejos de agricultura de conservación y eecológica.

El factor suelo se consideró de manera especial en el diseño de los muestreos realizados en estas parcelas. Para asegurar la representatividad de las comparaciones, en cada una de las zonas, se diseñó un muestreo correspondiente a unidades de suelo homogéneas, que permitiera comparar el mismo tipo de suelo en diferentes condiciones de manejo en regadío, y en secano (Fig. 1). Estas unidades son representativas de los suelos más frecuentes en las zonas de regadío en la región. Sobre estas unidades de muestreo, se realizaron determinaciones del stock de C orgánico, tipología de la materia orgánica y otras propiedades del suelo (ver más adelante).

Fig. 1 – Proceso de delimitación de las zonas de muestreo en Miranda de Arga (Navarra), para la evaluación del efecto de diferentes sistemas de manejo en el secuestro de C y la calidad del suelo. Arriba: Selección de parcelas sobre el mapa de suelos 1:25.000. Abajo: Zonas de muestreo seleccionadas sobre unidades de suelo equivalentes.

Además, sobre las mismas parcelas, se realizaron estimaciones de las emisiones de GEI. Utilizando como referencia la parcela testigo de secano en cada zona, se pudieron realizar así balances cuantitativos de las ganancias en C orgánico asociadas a cada uso del regadío (frente a la situación anterior en secano), frente a las emisiones asociadas (Fig. 2).

Los resultados obtenidos permitieron determinar el efecto real de cada sistema de manejo en relación a la mitigación.

En resumen, en este estudio se observó que la transformación en regadío puede constituir una herramienta útil para la mitigación del cambio climático por incrementar el secuestro de carbono orgánico en el suelo y permitir en la producción agraria balances de emisiones de GEI con efecto mitigador (con un nivel de captación de CO_2 atmosférico superior a las emisiones generadas durante la producción), al menos durante un tiempo hasta alcanzar un nuevo nivel de equilibrio respecto a la situación de partida (secano).

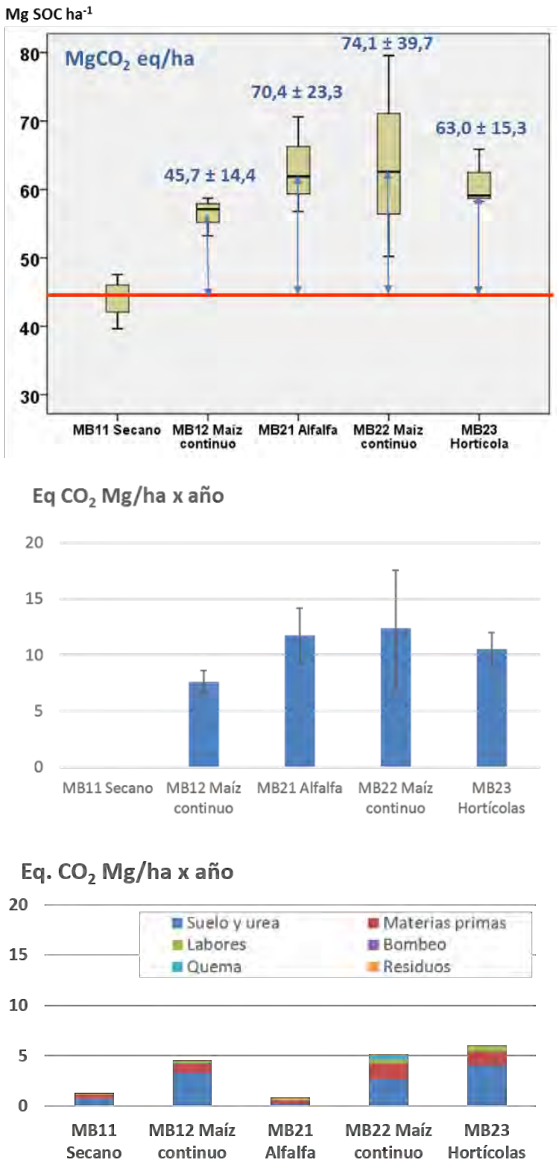


Fig. 2 – Valores de almacenamiento de C orgánico (arriba) bajo diferentes manejos de regadío frente al control de secano en Miranda de Arga (6 años de regadío), tasas de ganancia de C orgánico (centro) y emisiones de GEI asociadas a cada sistema (debajo). En Mg CO_2 eq/ha, y en tasas anuales para las figuras del centro y abajo.

No obstante, para lograr un efecto mitigador y optimizar el potencial de secuestro, el regadío debe ser modulado a partir del control del manejo del suelo y los cultivos, dado que en cultivos herbáceos, el balance a nivel de parcela mostró un rango amplio, entre la mitigación de 10,9 Mg CO_2eq/haxaño a la

emisión neta de 6,0 Mg CO_2eq/haxaño. Además, el efecto mitigador disminuye en el largo plazo, al alcanzarse un nuevo óptimo de C orgánico en el suelo, y permanecer las emisiones de cada sistema constantes[30]. Considerando que los factores de emisión varían notablemente en función del manejo del riego y la cantidad y tipo de fertilizantes utilizados, las prácticas de manejo del agua y de la fertilización nitrogenada parecen las prácticas más prometedoras para garantizar balances positivos de mitigación en este contexto[29].

Cambios en la calidad y funcionamiento del suelo

En relación con el trabajo anterior, varios estudios realizados en la región han permitido evaluar las consecuencias del cambio secano/regadío en la calidad y funcionamiento de lo suelos agrícolas. Estos estudios se han centrado en la dinámica de la materia orgánica y del carbono inorgánico, y en la *condición* y la *capacidad* de los suelos de regadío (*sensu* [31]).

La introducción de nuevos cultivos como el maíz, permiten estudiar los cambios en la dinámica de incorporación y estabilización del C procedente de los restos de cultivo a partir de aproximaciones isotópicas. Si bien las mayores entradas de C orgánico asociadas a un incremento de la productividad con el regadío permiten explicar el aumento en los stocks de SOC descrito más arriba, las mejores condiciones para la mineralización pueden resultar en ganancias menores a los incrementos observados en el rendimiento [32]. A partir de los resultados oservados en una parcela experimental diseñada *ad hoc*, se ha podido osbervar que la incorporación de los restos de cultivo a formas estabilizadas de C orgánico al suelo es más rápida en los sistemas de regadío en un periodo relativamente corto (2 años), lo que confirma que el regadío modifica el ciclo de estabilización del C orgánico en el suelo[33].

Resultados posteriores han demostrado que esta tendencia se mantiene en el tiempo, de manera que el aumento progresivo de C en el suelo viene acompañado de una aceleración en el ciclo de retorno de la materia orgánica[34]. Por otro lado, muchos suelos regados en Navarra, al igual que en gran parte de la cuenca mediterránea, contienen proporciones significativas de carbonatos en el perfil. La solubilidad de los carbonatos en determinadas condiciones, así como los procesos de precipitación y reprecipitación que generan carbonatos pedogénicos permiten hipotetizar que un cambio de régimen hídrico como el resultante de introducir el regadío puede generar cambios en esta fracción mineral del suelo. Un estudio reciente[35] ha permitido modelizar este cambio a partir de cambios observados en algunas de las zonas estudiadas anteriormente. Los resultados de esta modelización arrojan pérdidas entre 13,52 y 12,06 g C/m^2xaño en los primeros 20 cm con regadío, según la calidad del agua de riego, para 0,46 g/m^2xaño en secano. Estos valores fueron de un orden de magnitud menor que los realmente observados en las zonas estudiadas, y permiten confirmar que el regadío puede alterar la fracción mineral del suelo en un plazo relativamente breve. Las consecuencias de estos cambios en relación al ciclo total del C están aún muy poco estudiadas.

Finalmente, el diseño experimental del proyecto Regadiox (Fig. 1), permitió realizar una evaluación a escala regional de las condiciones de los suelos de regadío en Navarra, a partir de indicadores físicos, químicos y biologógicos, dentro de un estudio más amplio sobre la *seguridad*[31]. de estos suelos[36]. Esta evaluación permitió observar algunos cambios favorables asociados a la física del suelo, si bien modulados por la intensidad del manejo, y otros negativos, especialmente en lo relativo a indicadores biológicos (Tabla 1). Los resultados relativos a la capacidad de los suelos para suministrar diferentes servicios ecosistémicos reflejaron la necesidad de realizar evaluaciones holísticas sobre las consecuencias de este cambio de uso y su efectividad en relación a la adaptación al cambio climático.

Tabla 1 – Variación de algunos indicadores edáficos en función del manejo de regadío frente al secano en diferentes zonas regables de Navarra[36].

Zona	CRAD*	MBC*	COS*
	(mm)	(µg C/g)	(Mg/ha)
Miranda de Arga			
Cereal	++	- -	++
Alfalfa	++	- -	++
Funes			
Cereal	=	=	++
Valtierra			
Cereal	-	=	+
Cereal ECO	=	++	++

*CRAD = Capacidad de retención de agua disponible para las plantas. MBC = Carbono de la biomasa microbiana. COS: Carbómo orgánico en 0-30 cm.

Indicadores edáficos de vulnerabilidad y resiliencia

La Hoja de Ruta de Cambio Climático de Navarra[37] contempla medidas de adaptación para el sector agrario como el refuerzo de los sistemas de monitoreo y seguimiento, el uso eficiente de los recursos hídricos, la investigación de cultivos más tolerantes a la sequía en la agricultura de secano, y la mejora en las prácticas agrarias en relación con los suelos y prevención de la erosión. En este contexto, nace el proyecto Life Nadapta, que tiene como objetivo aumentar la resiliencia de Navarra contra el cambio climático. Este proyecto aspira a integrar las diferentes políticas sectoriales, de manera que se incorpore la lucha contra cambio climático en su programación y proyectos. Es por tanto un proyecto regional, que intenta avanzar en los diferentes sectores de manera coordinada. En relación a la agricultura, el proyecto desarrolla una serie de acciones de adaptación, entre la que incluye una acción inicial de con el objetivo de implementar técnicas innovadoras para la adaptación al cambio climático de los suelos agrícolas, el uso de agua de riego y los pastos, que permitan avanzar hacia manejos adecuados para garantizar la calidad de la agricultura y la salud animal. En una primera acción, se plantea realizar una propuesta de evaluación de tres estrategias de adaptación de entre las señaladas en el PNACC (manejo de la materia orgánica, agricultura de conservación y rotaciones) mediante indicadores de vulnerabilidad y resiliencia ligados a las características y usos de los suelos.

La aproximación metodológica para este trabajo se realiza siguiendo la idea de que las evaluaciones de vulnerabilidad miren más allá de la exposición climática y la sensibilidad económica, para enfatizar oportunidades que implementen prácticas de adaptación que desarrollen la resiliencia de los agrosistemas, minimizando la dependencia excesiva en respuestas a corto plazo[38]. Para ello, se considera el factor suelo en dos dimensiones. En primer lugar, como criterio esencial para la zonificación necesaria en relación a la evaluación de usos y vulnerabilidades de los agrosistemas. En combinación con características climaticas, y de uso, esta zonificación contempla el uso de la información existente sobre el suelo. Además, se propone la incorporación de indicadores edáficos de vulnerabilidad y de resiliencia, que sirvan para encuadrar las posibles medidas de adaptación, y que se usarán en la monitorización de 200 parcelas agrícolas en las diferentes zonas. En segundo lugar, la evaluación de la eficacia de las acciones de adaptación se realizará a partir de indicadores de suelo, entre otros.

El programa de trabajo se desarrollará en una primera fase en el periodo 2018-2019, y terminará con la elaboración de una herramienta de evaluación de la resiliencia de los agrosistemas en función, entre otros, de indicadores de calidad de suelo.

Conclusiones

El suelo es un elemento que define y a la vez queda definido por el paisaje donde se encuentra. Como tal, está sujeto a los cambios ambientales que afecten a éste, como el cambio climático. Además, por su papel en los ciclos biogeoquímicos, y las funciones que cumple en los ecosistemas terrestres, es un agente esencial en relación tanto a la mitigación como a su adaptabilidad al cambio climático, al determinar tanto la vulnerabilidad como la

capacidad de adaptación. El conocimiento existente demuestra que la evaluación de las medidas y las condiciones de adaptación deben tener en cuenta las condiciones locales y regionales, incluyendo las caracterísiticas del suelo.

A pesar de los grandes avances realizados, existen aún lagunas de conocimiento sobre el funcionamiento del suelo frente al cambio climático, que necesitan ser rellenadas para comprender mejor la efectividad de las medidas de mitigación y adaptación.

Agradecimientos

El trabajo realizado en los proyectos descritos se ha desarrollado en su mayor parte en el marco de colaboraciones con el Instituto Navarro de Tecnologías e Infraestructuras Alimentarias (INTIA), y la Fundación FUNDAGRO-UAGN. Los proyectos han recibido financiación del Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA, RTA2009-00052-C02-00, RTA2013-00057-C05-03) y el programa LIFE de la Comisión Europea.

Referencias bibliográficas

[1] IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

[2] Pellerin et al. 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre?. Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. INRA. Délégation à l'Expertise scientifique, à la Prospective et aux Etudes (DEPE). París, Francia. 94 pp.

[3] MAPAMA. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. 2018. Iniciativa 4 por mil: el carbono orgánico del suelo como herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático en España. NIPO m-4867-2018. Madrid, Spain. 262 PP. Disponible en **http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/publicaciones/publicaciones/4por1000_tcm7-477212.pdf**

[4] European Environment Agency, 2015. Soil and climate change. Signals 2015 (Living in a chanign climate). Copenhague. Disponible en **https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2015/articles**

[5] Keyvanshokouhi et al., 2016. Evaluating SoilGen2 as a tool for projecting soil evolution induced by global change. Science of the Total Environment 571: 110–123.

[6] FAO, 2013. CLIMATESMART AGRICULTURE Sourcebook. FAO, Roma. 570 pp.

[7] Paustian, K. et al. 2016. Climate-smart soils. Nature 532: 49-57.

[8] Sanz-Cobena et al., 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. Agriculture, Ecosystems and Environment 238: 5–24.

[9] Tubiello et al., 2014. Agriculture, Forestry and Other Land Use Emissions by Sources and Removals by Sinks. FAO Statistics Division. Working Paper Series ESS/14-02. 89 pp.

[10] Cayuela et al., 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: Emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. Agriculture, Ecosystems and Environment 238: 25–35.

[11] Smith, 2017. Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. European Journal of Soil Science 68, 137–155.

[12] Misnany et al., 2017. Soil carbon 4 per mille. Geoderma 292: 59–86.

[13] van Groenigen, J.W, van Kessel, C., Hungate, B.A., Oenema, O., Powlson, D.S., van Groenigen, K.J. 2017. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. Environ. Sci. Technol. 2017, 51, 4738−4739.

[14] Soussana et al., 2017. Letter to the Editor: Answer to the Viewpoint "Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma". Environ. Sci. Technol. 51, 11502−11502.

[15] Poulton et al., 2018. Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. Glob Change Biol. 2018; 1–22.

[16] 4per1000 Scientific and Technical Comitee (SCT). 2017. Reference Criteria and Indicators for Project Assessment. Document Consortium 3-3. 3rd Meeting of the Consortium. Bonn, Germany.

[17] Dignac et al., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. Agron. Sustain. Dev. 37: 14.

[18] Harden et al., 2018. Networking our science to characterize the state, vulnerabilities, and management opportunities of soil organic matter. Glob Change Biol. 2018; 24: 705-718.

[19] Churchman, J. 2018. Game Changer in Soil Science: Functional role of clay minerals in soil. J. Plant Nutr. Soil Sci. *Accepted*.

[20] Rowley et al. 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. Biogeochemistry 137: 27–49.

[21] Rasmussen et al. 2018. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. Biogeochemistry 137: 297–306.

[22] Fernández-Getino et al. 2018. Challenges and prospects in connectivity analysis in agricultural systems: Actions to implement policies on land management and carbon storage at EU level. Land Use Policy 71: 146–159.

[23] IPCC, 2014: Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B. et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32.

[24] Iglesias et al. 2012. A regional comparison of the effects of climate change on agricultural crops in Europe. Climatic Change 112:29–46.

[25] MAPAMA. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Oficina Española de Cambio Climático. 2006. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Disponible en **http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/planificacion_seguimiento.aspx**

[26] Medina Martín, F. 2015: Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector agrario: Aproximación al conocimiento y prácticas de gestión en España. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

[27] MAPAMA. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Oficina Española de Cambio Climático. 2016. IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS PROCESOS DE DESERTIFICACIÓN EN ESPAÑA. Madrid, 36 pp.

[28] Ciscar et al. 2014. Climate Impacts in Europe. The JRC PESETA II project. EUR – Scientific and Technical Research series. EUR 26586– Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Pp 151.

[29] Zornoza et al. 2016. Efficient irrigation management can contribute to reduce soil CO_2 emissions in agriculture. Geoderma 263: 70–77.

[30] Mendioroz et al. 2016: Guía metodológica. Buenas prácticas agrarias para la mitigación del cambio climático. Proyecto Life Regadiox LIFE 12 ENV/ES/000426. Fundagro, Pamplona. Pp 36.

[31] McBratney, A., Field, D.J., Koch, A. 2014. The dimensions of soil security. Geoderma 213: 203–213.

[32] Denef, K., C. E. Stewart, J. Brenner, and K. Paustian. 2008. Does long-term center-pivot irrigation increase soil carbon stocks in semi-arid agro-ecosystems? Geoderma 145: 121–129.

[33] Apesteguía, M.; Virto, I.; Orcaray, L.; Enrique, A.; Bescansa, P. 2015. Effect of the Conversion to Irrigation of Semiarid Mediterranean Dryland Agroecosystems on Soil Carbon Dynamics and Soil Aggregation. Arid Land Research and Management, 29 (4): 339-414.

[34] Antón, R., Derrien, D., Virto, I., Enrique, A. Bescansa, P. Changes induced in organic C turnover by the introduction of irrigation in a maize crop. *In prep*.

[35] de Soto, I.S. et al., 2017. A model for field-based evidences of the impact of irrigation oncarbonates in the tilled layer of semi-arid Mediterranean soils. Geoderma 297: 48-60.

[36] Antón et al. 2018. Extension of Irrigation in Semi-arid Regions: What Challenges for Soil Security? Perspectives from a Regional-Scale Project in Navarre (Spain). In Arrouays et al. (Eds). Global Soil Security. CRC Press / Balkema. *In press*.

[37] Gobierno de Navarra. 2017. Hoja de Ruta de Cambio Climático de Navarra 2017-2030-2050. Disponible en **https://www.navarra.es/home_es/Temas/Medio+Ambiente/Cambio+climatico/Hoja+de+ruta.htm#header2**

[38] Steiner et al. 2018. Vulnerability of Southern Plains agriculture to climate change. Climatic Change 146:201–218.

Em defesa de políticas públicas integradas para o solo

In defense of integrated public policies for soil

Alexandre, Carlos[1]*

[1] Departamento de Geociências e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal) *cal@uevora.pt

Resumo

Apresenta-se uma breve contextualização histórica das relações solo-sociedade com destaque para alguns fenómenos sociais recentes indutores de alterações na forma como a sociedade se relaciona com este recurso natural. Salientam-se aspectos particulares que fazem do solo um recurso singular no contexto dos restantes recursos naturais. Referem-se conceitos e metodologias recentes que pretendem monetarizar de forma mais abrangente o valor de bens e de benefícios que as sociedades retiram dos ecossistemas. Avalia-se o papel do solo na quantificação dos serviços dos ecossistemas de acordo com a última versão da classificação CICES (v5.1, 2018) promovida pela Agência Europeia do Ambiente. Atendendo à diversidade de ligações e de relações, nem sempre evidentes, de dependência da sociedade em relação ao solo, defende-se a necessidade de políticas públicas integradas para promover relações solo-sociedade mais sustentáveis. Propõe-se a constituição de plataformas ou *fora* de discussão informais, a nível regional ou nacional, alargados a múltiplos actores, em que os investigadores interessados no solo podem e devem ter têm um papel fundamental. Exemplificam-se medidas com potencial impacto mediático que podem induzir maior sensibilização do público para a importância do solo na vida de todos. Refere-se ainda o exemplo da Parceria Portuguesa para o Solo (PPS).

Palavras-chave: relações solo-sociedade, serviços dos ecossistemas, políticas integradas, Parceria Portuguesa para o Solo

Abstract

A brief historical background of the soil-society relations is presented, highlighting some recent social evolutions that changed the way society relates to this natural resource. Some special characteristics of the soil are emphasized to justify its unique nature when compared to other natural resources. Recent concepts and methodologies to monetarize the value of goods and benefits that societies take from ecosystems are also mentioned. The role of the soils in the ecosystem services is evaluated for the latest version of the CICES classification (v5.1, 2018), promoted by the European Environment Agency. Although not always evident, society's dependence on the soil resources encompasses a great deal of connections and relationships which require integrated public policies for promoting more sustainable soil-society relationships. Setting up informal platforms or discussion *fora*, integrating several stakeholders at regional or national level, in which soil scientists should have a key role, could be a way to promote that goal. Some symbolic measures with potential media impact are exemplified as means of getting better public awareness for the importance of the soil in our everyday life. Finally, the Portuguese Partnership for Soil (PPS) is mentioned as an example of a stakeholder forum dedicated to the promotion of more sustainable soil policies at national level.

Keywords: soil-society relationships, ecosystem services, integrated policies, Portuguese Partnership for Soil

Introdução

"Os solos não têm voz e poucas pessoas falam em seu nome" José Graziano da Silva, Director General da FAO.

A relação entre as sociedades humanas e o solo é por demais evidente ao longo da História. Embora o início da Pedologia seja atribuído a V.V. Dokuchaev, apenas no final do século XIX [1], o solo é referido em muitas expressões de conhecimento pré-científico, tanto de forma implícita como explícita, por exemplo, em diversos mitos da criação[1] [2], nos elementos clássicos dos gregos (atribuídos a Empédocles: terra, água, ar e fogo) e nos de outras culturas antigas [3].

Dos caçadores-recolectores, passando pelos pastores nómadas e, em especial, desde a revolução agrícola até aos nossos dias, a terra sempre representou um recurso vital para a subsistência e o bem-estar dessas sociedades. Prova disso é o reconhecimento da propriedade da terra em tantas sociedades, ou seja, de regras sociais que permitem formas, por vezes muito diversificadas, de apropriação da capacidade produtiva da natureza [4].

A relação da humanidade com o solo é antiga e deixou marcas na Terra que podiam justificar o início do Antropoceno: início da agricultura (~11.000 anos AC); ocorrência de solos com elevado teor de fósforo devido ao uso prolongado de fertilizantes (3.500 a 500 anos AC) [5].

Com a revolução industrial, a progressiva industrialização de muitos países e, posteriormente, com a terciarização da economia nos países mais desenvolvidos, ocorreram profundas alterações sociais com efeitos directos sobre a relação destas sociedades com o solo: forte expansão urbana; consequente redução da população rural; menor peso relativo da agricultura e florestas na economia [6]. A transferência de processos de criação de riqueza para os sectores secundário e terciário e uma população crescentemente urbanizada, cujas condições de vida não dependem directamente dos "produtos da terra", levou a uma perda relativa do valor simbólico da terra (e do solo).

O desenvolvimento de sociedades muito urbanizadas tem-se globalizado nos últimos decénios e, tudo indica, vai manter-se, passando a percentagem da população mundial a viver em cidades dos actuais 54% para 66% em 2050 [7]. Esta evolução traz algo de paradoxal no que diz respeito à relação entre as sociedades e o solo, pois se, por um lado, aumenta a população que vive "distante" do solo[2], com aparente independência deste recurso, por outro, a humanidade, a caminho de >9 mil milhões de habitantes em 2050 e 11 mil milhões em 2100 [7], nunca foi tão dependente dos recursos naturais básicos, entre os quais o solo.

Nas sociedades mais desenvolvidas aumentou o distanciamento em relação ao solo e à natureza em geral, o que acabou por despertar movimentos de protecção do meio ambiente, em especial a partir de meados do séc. XX. Contudo, também neste processo, raramente o solo foi objecto de atenção equivalente a outros recursos. Assim, quando a agricultura envolve cada vez menos população e pouca atenção é dada ao solo também nas áreas da ecologia e da protecção do ambiente, compreende-se melhor a afirmação de José Graziano da Silva em 2015 – Ano Internacional dos Solos.

Como resposta defende-se aqui a necessidade de conhecer melhor as relações solo-sociedade e de adoptar políticas públicas integradas para o solo, como estratégia (e critério) para um uso mais sustentável deste recurso.

[1] "E Deus disse: juntem-se as águas debaixo do céu num só lugar e apareça um território seco. E assim foi. Chamou Deus ao território seco "terra" e ao ajuntamento das águas chamou "mar", e Deus viu que era bom. E disse Deus: Verdeje de erva verde a terra: erva que dê semente e árvores de fruto que dêem fruto segundo a sua espécie, cuja semente permaneça na terra. (...) terceiro dia." (Livro do Génesis, Israel) **[2]**;
"Quando Pan Gu morreu, nasceram da sua respiração o vento e as nuvens. A sua voz fez-se relâmpagos, os olhos tornaram-se sol e lua, o seu corpo deu lugar a cinco grandes montanhas e é do seu sangue que hoje correm as águas (rios). Dos seus pelos vêm as estrelas, dos seus músculos o solo fértil e do seu suor as chuvas. O homem nasceu dos seus piolhos e das suas pulgas." (China) **[2]**;

[2] Este "distanciamento" tem um duplo sentido, físico e económico: Físico porque nas cidades se pode viver uma vida inteira sem colocar os "pés na terra"; Económico porque o estatuto social e as respectivas condições de vida dos cidadãos são, aparentemente, independentes do recurso solo (assim como de outros recursos naturais).

O solo é um recurso especial

"emancipation from the bondage of the soil is no freedom for a tree" (Rabindranath Tagore, poeta e filósofo indiano)

O solo é um dos quatro recursos naturais da classificação da OECD [8] e SEEA [9]: recursos minerais e energéticos, recursos do solo, recursos da água e recursos biológicos. O solo é especial em vários aspectos: a) Incorpora vários recursos naturais (areia, argila, turfa, organismos); b) Com excepção do seu uso como material (ex. argila, areia, turfa) os usos mais importantes não implicam o seu consumo (embora possam causar a sua degradação), ao contrário de outros recursos bióticos (plantas, animais, etc.) e abióticos (água e recursos minerais diversos); c) É um recurso de suporte a outros que são consumidos; d) Pode ser modificado pelo homem até ao ponto de se questionar se é um recurso "apenas" natural; e) Tem uma taxa de renovação muito lenta para a capacidade de adaptação das sociedades humanas, o que o torna um recurso renovável condicionado [8] ou, na prática, como um recurso não renovável. f) Em geral, à medida que os recursos não renováveis se tornam mais raros (e mais caros), obrigam a transições tecnológicas para os substituir por outros similares. No entanto, não se antevê que outro recurso poderia "libertar" a humanidade da sua forte dependência do solo, capaz de o substituir nos múltiplos processos produtivos e ambientais em que este recurso participa.

Múltiplas relações solo-sociedade

"Anything that just costs money is cheap" (John Steinbeck)

As relações solo-sociedade têm sofrido fortes mudanças nos últimos séculos, mas só nas últimas décadas se procurou compreender melhor a diversidade e a complexidade deste relacionamento [10], nomeadamente, com o desenvolvimento das classificações dos serviços dos ecossistemas, por ex. as do MEA [11], da TEEB [12] e da Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)[3] [13] da Agência Europeia do Ambiente. Na CICES os serviços dos ecossistemas são definidos como contribuições dos ecossistemas para o bem-estar humano (o que fazem os ecossistemas pelas pessoas). Distingue entre bens e benefícios que as pessoas podem retirar desses serviços. Considera também o capital natural [13]: o capital dos ecossistemas (activos e fluxos dos serviços dos ecossistemas) e os activos e fluxos abióticos, divididos em não esgotáveis (ex. energias renováveis) e esgotáveis (ex. recursos minerais). Tem cinco níveis hierárquicos para os serviços dos ecossistemas: secção, divisão, grupo, classe e tipo de classe. Admite três secções: serviços de provisão, serviços de regulação e manutenção e serviços culturais. Na CICES (v5.1) [13] o solo aparece apenas em 3 serviços finais: *Control of erosion rates* (2.2.1.1); *Weathering processes and their effect on soil quality* (2.2.4.1); *Decomposition and fixing processes and their effect on soil quality* (2.2.4.2). Todavia, o solo pode estar envolvido em ~70% dos 90 serviços listados (classes), o que revela a enorme diversidade de bens e benefícios que a sociedade retira deste recurso. Da monetarização das relações entre o solo e a sociedade emergem alguns riscos: a) apropriação de valor por serviços naturais; b) perda de valor para todos sempre que degradar do solo for "demasiado" barato.

Políticas integradas para o solo

"In the end we will conserve only what we love; we will love only what we understand; and we will understand only what we have been taught" (Baba Dioum, Eng. florestal senegalês)

Dos 17 Objectivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)[4] das Nações Unidas para 2015-2030, 13 envolvem serviços dos ecossistemas que dependem de funções do solo [14]. A diversidade dos ODS abrangidos traduz o imbricado das relações entre o solo e a sociedade e salienta a necessidade de políticas públicas integradas para este recurso.

Em geral o solo é objecto indirecto de políticas de vários ministérios e/ou departamentos (agricultura, ambiente,

[3] A CICES articula-se com o System of Environmental-Economic Accounts (SEEA) das Nações Unidas [9].

[4] Sustainable Development Goals (SDG).

território, etc.) o que dificulta a definição de estratégias integradas para o seu uso e protecção. Uma plataforma informal, capaz de agregar entidades públicas e privadas de domínios diversos com interesse no solo, pode facilitar a discussão, definição e implementação de políticas integradas para o uso sustentável do solo. Entre os sectores representados devem estar não apenas agentes da economia e do território com acção directa no solo (agricultura, florestas, parques naturais, construção, exploração mineira, etc.) mas, também, do ensino, da investigação e inovação, da saúde, das tecnologias de informação e comunicação, entre outros. Algumas medidas simbólicas podem ter especial impacto mediático e induzir maior sensibilização (ex. divulgar ligações locais entre qualidade do solo – água e alimentos – saúde do consumidor; divulgar o estado de solos emblemáticos do património edáfico de um local ou região; fomentar a ideia de que os direitos de propriedade da terra não podem comportar o direito a degradar o solo que nela existe, etc.). É, ainda, indispensável o desenvolvimento de instrumentos para monitorar e avaliar as políticas adoptadas, nomeadamente, sistemas de informação de solos (Quadro 1).

Quadro 1 – Lista de países e redes internacionais com sistemas de informação de solo (Abril/2018)*

Albânia, Alemanha, Áustria, Bulgária, Canadá, Dinamarca, Eslováquia, Estados Unidos, Finlândia, Estónia, Europa, França, Holanda, Hungria, Letónia, Lituânia, Noruega, Nova Zelândia, Polónia, Redes internacionais (várias), Reino Unido, República Checa, Roménia, Suécia, Suíça.

*http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/aesa8561#5

A Parceria Portuguesa para o Solo (PPS)[5] [14] conta actualmente com 26 parceiros, entidades públicas e privadas, de sectores da agricultura e florestas, território, ensino superior e investigação. A PPS tem um âmbito mais restrito do que o defendido aqui, mas é um exemplo de plataforma que visa fomentar a discussão de medidas e de políticas integradas para o solo em Portugal, assim como o desenvolvimento de instrumentos de apoio, nomeadamente, sistemas de informação de solos.

[5] A PPS foi constituída em 2014 por iniciativa da Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR) e da Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo (SPCS).

Agradecimentos

O autor agradece o convite e a paciência ao Comité Organizador do CICS 2018.

Referências bibliográficas

[1] Singer, MJ. 2005. Pedology. Basic Principles. In: Hillel, D.I (Ed. in chief). Encyclopedia of Soils in the Environment. Academic Press. Vol. 3, pp. 151-156.

[2] Monteiro, MH. 2001. Rosa do Mundo 2001 Poemas para o Futuro. Assírio & Alvim, Lisboa.

[3] Wikipedia, 2018. Classical element. (15/04/2018) https://en.wikipedia.org/wiki/Classical_element

[4] Godelier, M. 1986. Propriedade. Enciclopédia Einaudi, Vol. 7. INCM. pp. 163-180.

[5] Lewis, SL & Maslin, MA. 2015. Defining the Anthropocene. Nature, volume 519, 171–180 (12 March 2015). doi:10.1038/nature14258

[6] Bairoch, P. 1986. Agricultura. Enciclopédia Einaudi, Vol. 7. INCM. pp. 226-255.

[7] FAO. 2017. The future of food and agriculture – Trends and challenges. Rome.

[8] OECD. Glossary of Statistical Terms. (26/03/2018): http://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=1740

[9] United Nations, European Commission, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Organisation for Economic Co-operation and Development, The World Bank. 2014. System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Experimental Ecosystem Accounting. UN, New York.

[10] Baveye, PC, Baveye, J & Gowdy, J. 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. Front. Environ. Sci. 4:41. doi: 10.3389/fenvs.2016.00041

[11] MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005a. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

[12] TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London.

[13] Haines-Young, R Potschin, MB. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Em (26/03/2018): www.cices.eu

[14] Keesstra et al., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. SOIL, 2, 111–128. doi:10.5194/soil-2-111-2016

[15] PPS. 2015. Termos de Referência. Parceria Portuguesa para o Solo, pp. 12. (15/03/2018): http://www.spcs.pt/index.php?/content/download/687/3671/file/Parceria_Solos_PT_final.pdf

Los isótopos del agua como trazadores del almacenamiento y transferencia del agua en el suelo. Experiencias a diferentes escalas espacio-temporales

Water isotopes as tracers of storage and transfer of water in soils. Experiences at different spatial and temporal scales

Llorens Pilar[1]*, Cayuela Carles[1], Roig-Planasdemunt Maria, Latron Jérôme[1], Gallart Francesc[1]

[1] Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua (IDAEA). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Jordi Girona, 18-26. 08034 - Barcelona. pilar.llorens@idaea.csic.es

Resumen

En las cuencas de investigación de Vallcebre (Prepirineo catalán) el estudio de la dinámica espacio-temporal del contenido de agua en el suelo y de los niveles piezométricos a partir de mediciones hidrométricas distribuidas, se ha completado recientemente con el uso de trazadores ambientales. La finalidad de esta aproximación combinada es mejorar la comprensión del papel las zonas saturada y no saturada en los procesos hidrológicos. Con esta metodología complementaría se pretende contestar tres preguntas:

¿Podemos asumir una mezcla completa del agua en el suelo?

Los isótopos estables del agua (^{18}O y ^{2}H) se han utilizado para examinar si se produce una mezcla completa de agua en el suelo, es decir una mezcla entre el agua libre y el agua ligada, después de cada evento lluvioso. Además, se ha explorado el nuevo paradigma de los dos mundos de agua ('Two water worlds paradigm'), analizando las relaciones entre agua almacenada en el suelo, a diferentes succiones, y el agua transpirada por los árboles.

Durante una crecida, ¿qué proporción del agua de escorrentía procede de la lluvia?

Los isótopos estables del agua se han utilizado para realizar separaciones de hidrograma, con la finalidad de establecer, a escala de crecida, la proporción de agua preexistente, o almacenada en el freático y suelos de una cuenca, antes del evento lluvioso ('old water') y el agua de lluvia ('new water'). La utilización de esta metodología ha permitido un mejor conocimiento de las dinámicas del almacenamiento y la transferencia de agua en la cuenca de estudio.

¿Cuál es la edad del agua en distintos compartimentos hidrológicos?

En la última década se han realizado múltiples estudios sobre el tiempo de transferencia del agua ('Mean Transit Time') en cuencas utilizando isótopos estables. Sin embargo, algunos estudios recientes indican que estos trazadores no son capaces de determinar tiempos de tránsito superiores a algunos años. En Vallcebre se ha estudiado el tiempo de tránsito del flujo de base, y de las aguas de varias fuentes y del acuífero superficial utilizando el tritio y un modelo de pistón exponencial, teniendo en cuenta diferentes fuentes de incertidumbre.

Abstract

In the Vallcebre research catchments (Catalan Pre-Pyrenees), the study of the spatio-temporal dynamics of soil water content and the water table levels from distributed hydrometric measurements has recently been complemented with the sampling of environmental tracers. The purpose of this combined approach is to improve the understanding of the roles of the saturated and unsaturated zones in the hydrological processes. This complementary methodology will help as to answer three questions:

Can we assume a complete mixing of water in the soil?

The stable water isotopes (^{18}O and ^{2}H) have been used to examine whether a complete mixing of water in the soil is produced, i.e. a complete mixing between mobile and bound waters, after each rainfall event. In addition, the new two water worlds paradigm has been explored, analysing the relationships between the water stored in the soil, at different suctions, and the water transpired by trees.

During an event, what proportion of runoff water comes from the rain?

The stable water isotopes have been used to perform hydrograph separations, in order to establish for a rainfall-runoff event the proportion of pre-existing water, or water stored in soils and groundwater of the catchment before the rainfall event ('old water ') and the rainwater ('new water ') falling during the event. The use of this methodology has allowed a better knowledge of the storage dynamics and the transfer of water in the study catchment.

What is the age of the water in different hydrological compartments?

In the last decade, multiple studies have been carried out on catchment' waters transit time using stable isotopes. However, some recent studies indicate that these tracers are not able to determine transit times of more than a few years. In Vallcebre we have studied the transit time of waters sampled from stream base flows, permanent springs and shallow aquifers using tritium and an exponential piston model, taking into account different sources of uncertainty.

Keywords: Stable isotopes, soil water, hydrograph separation, transit time, Vallcebre research catchments.

Introducción

Desde que la UNESCO lanzó la Década Hidrológica Internacional, en 1965, se han establecido una gran cantidad de cuencas de investigación que han sido la base principal del estudio de los procesos hidrológicos en diferentes ambientes, ya que permiten ser utilizadas como observatorios naturales monitorizados.

Los procesos hidrológicos de una cuenca responden a la combinación de múltiples factores, entre ellos el forzamiento climático, la topografía, las características de los suelos y el substrato, y la vegetación. Por este motivo, y con la finalidad de comprender los procesos hidrológicos activos [1], los registros de precipitaciones y caudales deben completarse con el monitoreo distribuido de otras variables hidrológicas (humedad del suelo, niveles piezométricos, flujos de partición de lluvia o transpirativos, etc.) Así mismo, el uso combinado de diferentes enfoques metodológicos, como son el monitoreo hidrométrico y los trazadores ambientales, permite mejorar el conocimiento de las interrelaciones entre vegetación, dinámica de agua en el suelo y procesos hidrológicos.

El estudio de los procesos hidrológicos en las cuencas de investigación de Vallcebre se inició hace unos 30 años con el objetivo de mejorar la comprensión de procesos hidrológicos que controlan la estacionalidad de la respuesta de las cuencas mediterráneas [2]. El enfoque utilizado combina metodologías complementarias tales como el monitoreo hidrométrico distribuido, los trazadores ambientales y la modelización hidrológica, y proporciona nuevos conocimientos sobre los efectos del cambio global en los recursos hídricos.

Las investigaciones que se llevan a cabo en las cuencas de Vallcebre, concretamente en lo que se refiere a la mejor comprensión del papel de la zona saturada y no saturada en los procesos hidrológicos, pretenden aportar elementos para la respuesta a las siguientes preguntas:

• ¿Podemos asumir una mezcla completa del agua en el suelo?

Hasta hace muy poco, uno de los paradigmas en hidrología consideraba que la precipitación al infiltrase en el suelo desplaza el agua ya presente en la vertiente a más profundidad y, eventualmente, esta agua llega al cauce [3]. Este paradigma, base de la mayoría de los modelos hidrológicos, ha sido recientemente cuestionado. El modelo conceptual de Brooks et al. [4], propone una mezcla no completa del agua en el suelo, es decir que no se produce una mezcla entre el agua libre y el agua ligada. Según este modelo, el agua ligada, puede ser potencialmente utilizada por las plantas, pero solamente se mezcla en algunos momentos determinados con el agua libre, que es la que contribuye a la recarga y a la escorrentía.

• Durante una crecida, ¿qué proporción del agua de escorrentía procede de la lluvia?

La utilización de isótopos estables del agua para los estudios de separación de hidrogramas (a finales de los 60) marcó el inicio de un cambio de paradigma en hidrología, ya que la mayoría de los resultados mostraron que en las crecidas el agua previa al evento (‘old water’), es decir el agua almacenada en el freático y suelos de una cuenca antes del evento, es dominante frente al agua procedente directamente de la lluvia (‘new water’) contrariamente a lo que se consideraba hasta el momento [5].

•¿Cuál es la edad del agua en distintos compartimentos hidrológicos?

Recientemente, como continuación de la pregunta anterior, se han estudiado extensamente los tiempos de tránsito del agua en las cuencas (‘MTT’) permitiendo un avance importante en la comprensión de su funcionamiento hidrológico y proporcionando elementos para una mejor aproximación a los problemas de calidad del agua. La mayoría de dichas aproximaciones están basadas en la utilización de isótopos estables, con el inconveniente que con estos trazadores no se tiene la posibilidad de identificar

tiempos de tránsito mayores a 5 años [6]. Paralelamente, se ha demostrado una marcada no linealidad en la relación entre la atenuación de la fluctuación temporal del trazador y la distribución de los tiempos de tránsito [7] que invalida la utilización de los isótopos estables para aguas con tiempos de tránsito mayores de varios meses y pone de manifiesto la necesidad de utilizar otros trazadores como el tritio para MTT entre 5 y 50 años.

Área de estudio

Las cuencas de investigación de Vallcebre están situadas en la cabecera del Llobregat, 100 km al norte de Barcelona, en la vertiente sureste del Pirineo (42º12'N; 1º49'E). El clima se define como Mediterráneo húmedo con un marcado déficit hídrico en verano. La precipitación media anual es de 880 mm, con una elevada variabilidad interanual. Las estaciones más lluviosas son el otoño y la primavera, y en verano se producen tormentas intensas que en algunos casos aportan cantidades importantes de lluvia. La temperatura media es de 9.1 ºC y la evaporación de referencia de 818 mm [8]. La mayoría de las laderas de las cuencas fueron deforestadas y aterrazadas para fines agrícolas en el pasado. Tras el abandono de las tierras en los años sesenta, se produjo una forestación espontánea por pino silvestre [9] y el bosque ahora cubre la mitad la superficie de las cuencas. El sustrato está formado por una combinación de calizas continentales de facies Garumniense y margas con alto contenido en esmectitas. Los suelos tienen una textura franco-limosa y franco-arcillo-limosa. La densidad aparente aumenta con la profundidad, de 0.85 g cm^{-3} en los horizontes superficiales a 1.65 g cm^{-3} a 50 cm, mientras que el contenido en materia orgánica disminuye en profundidad de 15.3% a 0.3% [10]. Estas características facilitan altas capacidades de infiltración en los 20 primeros cm [11] y una importante caída de la conductividad hidráulica en los horizontes más profundos, produciendo la formación de acuíferos someros semi-permanentes.

Una descripción detallada de las características de las cuencas, de la monitorización y muestreo hidrológico, así como los principales resultados obtenidos en los últimos 30 años puede encontrarse en Llorens et al. [8]. Los resultados presentados en el presente trabajo hacen referencia a dos de las cuencas, Can Vila (0.56 km^2) y Cal Rodó (4.17 km^2), y a una parcela forestal con cubierta monoespecífica de pino silvestre (Cal Rotes).

Los resultados que se presentan en este trabajo hacen referencia a tres objetivos y se han obtenido a diferentes escalas: (i) la verificación de la mezcla o no del agua en el suelo, a escala de parcela; (ii) la evaluación del porcentaje de agua preexistente en la cuenca, a escala de la cuenca de Can Vila; (iii) la determinación de la edad del agua de diferentes compartimentos hidrológicos, a escala de la cuenca de Cal Rodó.

Material y métodos

En las cuencas de estudio, se monitorea en continuo la precipitación (4 localizaciones), las variables meteorológicas (1 estación meteorológica estándar y otra sobre el bosque), la humedad del suelo (6 perfiles), los niveles piezométricos (13 localizaciones), y los caudales en las estaciones de aforos de las cuenca (una descripción de detalle de la monitorización de las cuencas de Vallcebre puede encontrarse en Llorens et al. [8].

Además, en los siguientes apartados, se detallan los muestreos realizados para obtener los resultados presentados en el presente trabajo.

La parcela de Pino silvestre. Cal Rotes

Se realizaron 15 campañas de muestreo, entre Mayo y Diciembre de 2015, en que se realizó: La recogida del agua en lisímetros de succión a 20, 50 y 100 cm y en un piezómetro (0-200 cm). La recogida de muestras de suelo a 0-10, 10-20, 20-30, 50-40 y 90-100 cm y el muestreo de ramitas de 3 pinos para la extracción del agua. Estos muestreos se complementaron con los muestreos del agua de lluvia y escorrentía descritos para la cuenca de Can Vila.

La cuenca de Can Vila

Se realizaron muestreos en continuo (muestreadores automáticos de 24 botellas, ISCO) de la precipitación y la escorrentía en la estación de aforos, para su posterior análisis isotópico. Un muestreador recogió la lluvia cada 5mm de precipitación. Paralelamente, en la estación de aforos, un muestreador tomó muestras a intervalos de tiempo variables, dependiendo del nivel de agua registrado, y permitió un muestreo durante las crecidas. En la misma estación otro muestreador tomó una muestra diaria, permitiendo un buen muestreo del caudal de base.

La cuenca de Cal Rodó

Se realizó un muestreo puntual del agua, para el análisis del tritio, en 8 localizaciones (torrentes, manantiales permanentes y pozos poco profundos) en condiciones de flujo de base en el período 1996-98 [12]. Estos muestreos se repitieron en 4 de las anteriores localizaciones en 2013.

Análisis isotópicos

El agua de las muestras de suelo y xilema se extrajo por criosucción.

Los análisis de los isótopos ^{18}O y ^{2}H se realizaron por espectroscopia láser (Picarro L2120-i) en los Servicios Científico Técnicos de la Universitat de Lleida.

Los análisis de ^{3}H de las muestras recogidas en el período 1996-98 se realizaron en el Helmholtz Zentrum Muenchen (Alemania) mediante radiometría convencional, obteniendo una precisión analítica de ± 0.5–1.3 TU. Las muestras recogidas en 2013 se analizaron en GNS Science (Nueva Zelanda) después de un enriquecimiento electrolítico, obteniendo una precisión analítica de ± 0.097–0.11TU.

Resultados

¿Podemos asumir una mezcla completa del agua en el suelo?

Los resultados preliminares indican que las proporciones de isótopos estables del agua libre o móvil (‘mobile water’), muestreada en los lisímetros de succión y del agua subterránea se sitúan sobre la línea de agua meteórica local (‘Local Meteoric Water Line, LMWL’), con una señal isotópica igual que la del agua de escorrentía, muestreada a la salida de la cuenca. Por el contrario, el agua ligada (‘bound water’) en el suelo se sitúa por debajo de la LMWL. Estas aguas presentan pues una señal isotópica diferente del agua de lluvia y del agua libre, con evidencia de un enriquecimiento, que puede relacionarse con la evaporación, especialmente en los horizontes más superficiales. Así mismo, el agua del xilema de los pinos presenta una señal isotópica también más evaporada y similar a la del agua ligada de los horizontes más superficiales.

Durante una crecida, ¿qué proporción del agua de escorrentía procede de la lluvia?

En la cuenca de Can Vila, las separaciones de hidrogramas realizadas con isótopos estables, indican que el agua preexistente contribuye entre un 30% y casi 100% a la escorrentía total, dependiendo de las condiciones de humedad antecedente, la extensión de las áreas saturadas y las características de la precipitación. Es durante eventos de lluvia poco intensos cuando la contribución de agua vieja (‘old water’) es mayor (siempre superior al 90%). Sin embargo, durante las tormentas de verano, la contribución de agua vieja disminuye a valores por debajo del 50%. Estas diferencias sugieren que en las crecidas de verano la escorrentía por exceso de infiltración en las áreas degradadas de la cuenca tiene un papel importante [13].

¿Cuál es la edad del agua en distintos compartimentos hidrológicos?

El estudio de los tiempos de tránsito medios (MTT) en la cuenca de Cal Rodó aplicando la metodología desarrollada por Gallart et al. [14] a las muestras de tritio indicadas anteriormente, permiten clasificar las muestras de agua en tres grupos

principales: acuíferos abiertos poco profundos con MTT de casi 5 años; aguas de manantiales y arroyos de una subcuenca con MTT de casi 7.5 años; y de otra subcuenca, con MTT de casi 12 años. Así mismo, se observó que las diferencias en MTT entre las dos subcuencas son coherentes con las características geológicas de ambas. Estos resultados respaldan la utilidad del uso de tritio en estudios de MTT para obtener información sobre aguas de más de 5 años de edad [14].

Agradecimientos

Esta investigación se ha realizado dentro del marco de los proyectos TransHyMed (CGL2016- 431 75957-R AEI / FEDER, UE) y MASCC-DYNAMITE (PCIN-2017-061 / AEI). C. Cayuela es beneficiario de una beca predoctoral de FPI (BES-2014-070609).

Referencias bibliográficas

[1] Beven, K. J. 2011. Rainfall-runoff modelling: the primer. John Wiley & Sons.

[2] Latron, J., Llorens, P., Gallart, F. 2009. The hydrology of Mediterranean mountain areas. Geography Compass, 3(6): 2045-2064.

[3] Hewlett and Hibbert, 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. Forest hydrology 1: 275-290.

[4] Brooks, J. R., Barnard, H. R., Coulombe, R., McDonnell, J. J. 2010. Ecohydrologic separation of water between trees and streams in a Mediterranean climate. Nature Geoscience, 3(2): 100.

[5] Klaus, J., and McDonnell, J. J. 2013. Hydrograph separation using stable isotopes: Review and evaluation. Journal of Hydrology, 505: 47-64.

[6] Stewart, M. K., Morgenstern, U., McDonnell, J. J., Pfister, L. (2012). The 'hidden streamflow' challenge in catchment hydrology: a call to action for stream water transit time analysis. Hydrological Processes, 26(13): 2061-2066.

[7] Kirchner, J. W. 2016. Aggregation in environmental systems–Part 1: Seasonal tracer cycles quantify young water fractions, but not mean transit times, in spatially heterogeneous catchments. Hydrology and Earth System Sciences, 20(1): 279.

[8] Llorens, P., Gallart, F., Cayuela, C., Roig-Planasdemunt, M., Casellas, E., Molina, A. J., Latron, J. 2018. What have we learnt about Mediterranean catchment hydrology? 30 years observing hydrological processes in the Vallcebre research catchments. Cuadernos de Investigación Geográfica.

[9] Poyatos, R., Latron, J., Llorens, P. 2003. Land use and land cover change after agricultural abandonment: the case of a Mediterranean mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). Mountain research and development, 23(4): 362-368.

[10] Rubio, C. M., Llorens, P., Gallart, F. 2008. Uncertainty and efficiency of pedotransfer functions for estimating water retention characteristics of soils. European Journal of Soil Science, 59(2): 339-347.

[11] Sole, A., Gallart, F., Pardini, G., Aringhieri, R. 1992. How mudrock and soil physical properties influence badland formation at Vallcebre (Pre-Pyrenees, NE Spain). Catena, 19(3-4): 287-300.

[12] Herrmann, A., Bahls, S., Stichler, W., Gallart, F., Latron, J. 1999. Isotope hydrological study of mean transit times and related hydrogeological conditions in Pyrenean experimental basins. IAHS Publication, 101-110.

[13] Latron, J., Roig-Planasdemunt, M., Llorens, P., & Gallart, F. 2015. Combining stable isotopes and hydrometric data to investigate the stormflow response of a Mediterranean mountain catchment (Vallcebre Research Catchments, Spain). In EGU General Assembly Conference Abstracts (Vol. 17).

[14] Gallart, F., Roig-Planasdemunt, M., Stewart, M. K., Llorens, P., Morgenstern, U., Stichler, W., Pfister, L., Latron, J. 2016. A GLUE-based uncertainty assessment framework for tritium-inferred transit time estimations under baseflow conditions. Hydrological Processes, 30(25): 4741-4760.

Sustainable soil management and ecosystem services: a necessary coupling

Manejo sostenible del suelo y servicios ecosistémicos: un binomio necesario

Álvaro-Fuentes, Jorge[1*], Castañeda, Carmen[1]

[1] Estación Experimental de Aula Dei (EEAD-CSIC). Avda. Montañana 1005. Zaragoza 50059. España. * jorgeaf@eead.csic.es

Resumen

Los suelos pueden proporcionar servicios ecosistémicos como la producción de cultivos y animales, la regulación del clima y la purificación del agua. De acuerdo con la Clasificación Internacional Común de Servicios Ecosistémicos, estos servicios de cosistema se pueden clasificar en tres categorías principales: aprovisionamiento, regulación y cultural. Todos estos servicios que pueden suministrar los suelos están determinados por los procesos y funciones que tienen lugar. En este estudio presentamos algunos ejemplos en los que los suelos agrícolas ubicados en sistemas áridos / semiáridos de secano proporcionan diferentes servicios de los ecosistemas. Los usos del suelo y las prácticas de gestión adoptadas son los principales factores que controlan el potencial de los suelos para proporcionar servicios ecosistémicos. En las regiones áridas, en las que la disponibilidad de agua es la principal limitación para el crecimiento de las plantas, la selección de las prácticas de gestión del suelo es esencial para maximizar los servicios ecosistémicos suministrados por los suelos.

Palabras clave: agroecosistemas áridos, servicios ecosistémicos, bosques, tierras de cultivo, humedales, funciones del suelo

Abstract

Soils may provide ecosystems services such as crop and animal production, climate regulation and water purification. According to the Common International Classsification of Ecosystem Services, these cosystem services can be classified into three main categories: provisioning, regulation and cultural. All these services that soils may supply are determined by the processes and functions taking place. In this study we present some examples in which agricultural soils located in rainfed arid/semiarid systems provide different ecosystems services. Land uses and the management practices adopted are the main factors controlling the potential of soils to provide ecosystem services. In arid regions, in which water availability is the main constraint for plant growth, the selection of soil management practices is essential to maximize ecosystem services supplied by soils.

Keywords: Arid agroecosystems, ecosystem services, forest, cropland, wetland, soil functions

Introduction

Soils are the main suport for essential living activities. Among others, soils sustain crop and animal production, regulate climate and floods and purificate water. These soil functions that have a significant positive impact on human well-being are also called 'soil ecosystem services' (SES).

According to the Common International Classsification of Ecosystem Services (CICES), these ES can be classified into three main categories: provisioning, regulation and cultural (Haines-Yong and Potschin, 2012). Provisioning services refer to the products (materials or energy) obtained from ecosystems. Regulation services are related to the ways in which ecosystems can mediate the environment. Finally, cultural services refer to the no-material characteristics of ecosystems that contribute to intellectual well-being.

All these services that soils may supply are determined by the processes and functions taking place. For example, the regulation of greenhouse gasses (as a SES) is determined by the decrease in the emission rates of nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) from soils. In this case, the most efficient way to reduce soil greenhouse gas emissions is through the adoption of sustainable soil management practices. Agricultural soils have been recognized as the main global sources of N_2O. Hence, the adoption of measures addressed to decrease soil mineral nitrogen levels through the implementation of rational fertilization plans, adjusting fertilization timing or using new slow-release fertilizers are feasible management practices to achieve soil N_2O reductions.

Another example is the provisioning of food. Soils sustain crops for animal feed and human food. In agricultural systems, it is necessary to adopt sustainable management practices that maximize agricultural products and, thus, the services delivered. In rainfed arid agroecosystems, it is essential the adoption of management practices oriented to maximize soil water conservation. In this case, the adoption of no-tillage is an optimal option to preserve water in soil structure available for crop growth. No-tillage favours a surface mulch layer formed by crop residues, which hinders soil water evaporation. The greater water content in soil under no-tillage, compared to the conventional tilled systems, results in higher crop yield at the end of the growing period (Lampurlanés et al., 2016).

Soil Ecosystem Servicies in rainfed arid/semiarid conditions

Recently, SES have been evaluated in one of the most arid areas of Spain, the south of Monegros, located in central Ebro river valley. This region was developed on limestones and gypsum-rich subhorizontal bedrocks with scattered closed depressions some of them hosting intermittent saline wetlands. Climate is Mediterranean continental arid with a mean annual temperature, rainfall and evapotranspiration of 14.9 ºC, 355 mm and 1278 mm, respectively. The most common soils are Typic Calcigypsids, Haplogypsids, and Haplocalcids with Gypsic or Typic Haplosalids at the closed depressions.

Agricultural activity consists in herbaceous crops (mainly barley and wheat) grown one every two years. The year in between is left bare fallow. Intensive soil management and low production potential, highly dependent on rainfall, characterize the agricultural systems of this area.

As commented previously, the main aim of this experiment was to evaluate the effect of different land uses on SES. For this purpose, five different land uses: two natural areas and three cropland systems were compared. The natural areas consisted of forest (which included scrublands, sclerophyllous vegetation, and hedgerows) and saline wetlands (playa-lakes). The three agricultural land uses consisted of cropland fields managed under conventional conditions (intensive tillage use and long-fallowing),

conservation conditions (no-tillage and continuous cropping) and fallow fields.

Table 1 shows the parameters measured during 2016 and their corresponding soil function.

Table 1. Soil functions and measured parameters.

Soil function	Measured parameters
Water cycling	Soil water content, available water holding capacity
Carbon storage	Soil organic carbon content, microbial biomass, macroaggregate content
Nutrient cycling	Total N, available P, total K
Agricultural production	Crop yield

The results obtained showed differences in the ecosystems services provided by the different land uses. Regarding the water cycling, the wetland soil showed the greatest water accumulation (represented as volumetric soil water content) while the lowest soil water content was observed in the forest soil (Fig. 1). Monegros playa-lakes are discharge playas having a close connection with the aquifers. The water table is shallow near the topographic lows. For this reason, soils are intermittently flooded or saturated, depending on rains and evaporation (Castañeda et al., 2005).

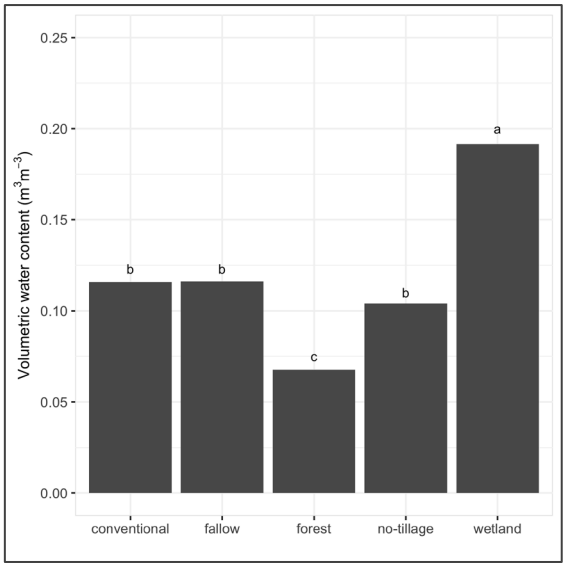


Fig. 1 –Volumetric soil water content in the 0-20 cm soil layer for diferent land uses: conventional (cropland managed under conventional system), bare fallow, forest, no-tillage (cropland managed under no-tillage) and wetland. Different letters indicate significant diferences between treatments (P<0.05).

Unlike water content, soil organic carbon was greater in the forest soil compared to the other land uses (Fig. 2). Meta-analysis comparing the impact of land uses and land use change on soil organic carbon levels highlighted the beneficial effect of converting croplands to forestland for climate change mitigation throughout atmospheric C sequestration (Guo and Gifford, 2002). Compared to forest systems, croplands reduce carbon inputs and increase soil organic matter oxidation throughout soil management. In these rainfed agroecosystems, tillage has been shown to greatly stimulate soil organic matter decomposition (Álvaro-Fuentes et al., 2008). This last may be restrained by the adoption of no-tillage systems in which tillage is not implemented.

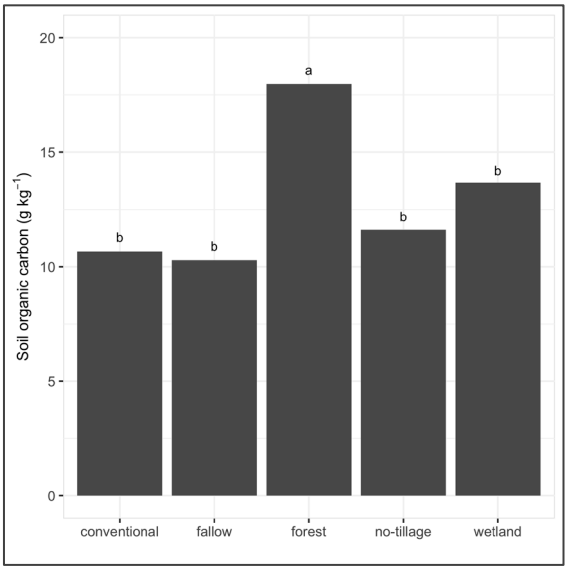


Fig. 2 –Soil organic carbon in the 0-20 cm soil layer for diferent land uses: conventional (cropland managed under conventional system), bare fallow, forest, no-tillage (cropland managed under no-tillage) and wetland. Different letters indicate significant diferences between treatments (P<0.05).

Similarly, forest soils accumulated the greatest soil N (Fig. 3). This is an expected result since the greatest soil organic matter were found in forests. In soils, the main N pool is contained in the soil organic matter. Consequently, the highest soil organic carbon measured in forests was also accompained by large N

levels. Consequently, this last observation shows the improved fertility status of the forest soils compared to the other land uses.

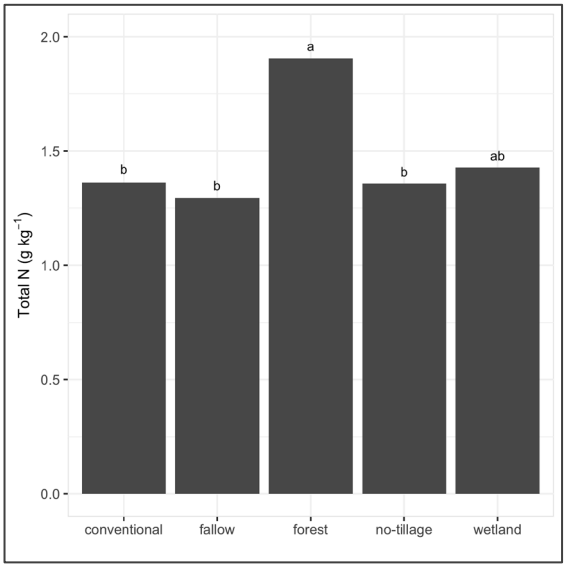


Fig. 3 –Total soil nitrogen in the 0-20 cm soil layer for diferent land uses: conventional (cropland managed under conventional system), bare fallow, forest, no-tillage (cropland managed under no-tillage) and wetland. Different letters indicate significant diferences between treatments (P<0.05).

Conclusions

Soils provide ecosystem services that may differ depending on the land use and the management practices adopted. In arid environments, in which water availability is the main constraint for plant growth, land use exerts a signficant control over the ecosystem services provided by soils.

References

[1] Haines-Yong, R., Potschin, M. 2012. CICES Version 4: Response to Consultation. Centre for Environmental Management, University of Nottingham

[2] Lampurlanés, J., Plaza-Bonilla, D., Álvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C. 2016. Long-term analysis of soil water conservation and crop yield under different tillage systems in Mediterranean rainfed conditions. FIELD CROPS RES. 189: 59–67.

[3] Castañeda, C., Herrero, J. 2005. The water regime of the Monegros playa-lakes as established from ground and satellite data. J HYDROL 310: 95-110.

[4] Guo, L. B., Gifford, R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. GLOBAL CHANGE BIOL. 8(4): 345–360.

[5] Álvaro-Fuentes, J., López, M. V., Cantero-Martínez, C., Arrúe, J. L. 2008. Tillage Effects on Soil Organic Carbon Fractions in Mediterranean Dryland Agroecosystems. SOIL SCI SOC AM J. 72(2): 541–547.

SESIÓN 1

Intensificación sostenible de la producción agroforestal

ORALES

Solarización, biofumigación y biosolarización como estrategias en agricultura sostenible: efecto en algunas propiedades del suelo.

Solarization, biofumigation and biosolarization as sustainable agriculture strategies: effects in some properties of the soil

Sánchez Navarro, Antonio*[1]; Sánchez Martínez, Juan[1]; Romero Muñoz, Miriam[1] y Delgado Iniesta, María José.

Departmento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Campus de Espinardo (30100), Universidad de Murcia, España.
* e-mail autor de contacto:antsanav@um.es

Resumo / Resumen

Se ha efectuado un estudio agronómico en un Haplic Calcisol (WRB, 2014), donde se han ensayado tres técnicas de desinfección de suelos: solarización (S), biosolarizacion (ES) y biofumigación (BS), frente a un control (B). El objetivo es comprobar el efecto de éstas en algunas propiedades del mismo, con vista a poder proponerlas como técnicas de agricultura sostenible. En los tratamientos S, BS y ES se observa un aumento de temperatura y de la humedad del suelo frente al control (B). La densidad real y aparente, así como el carbono orgánico, son similares en todos los tratamientos, no habiendo diferencias significativas entre ellos. El N, la CE, iones del extracto de saturación y macronutrientes asimilables Ca^{+2}, K^{+} y Mg^{+2} se encuentra en niveles estadísticamente más bajos en ES y BS que en el resto, mientras que el pH en agua tiene un comportamiento contrario. De acuerdo con estos resultados, puede decirse que estas técnicas de desinfección de suelos mejoran algunas propiedades del mismo, por lo que pueden ser propuestas como técnicas de cultivo en agricultura sostenible.

Palabras clave: Enmiendas orgánicas, Solarización, Biosolarización, Biofumigación, Agricultura sostenible.

Abstract

An agronomic research has been carried out in a Haplic Calcisol (WRB, 2014), where three different soil disinfection techniques were tested: solarisation (S), biosolarisation (ES) and biofumigation (BS), with regard to a control (B). The main aim is to assess the effect of the aforementioned treatments in some of the properties of the soil, in order to propose them as sustainable agriculture techniques. In the S, BS and ES treatments, an increase in the temperature and in the soil humidity in opposition to the control (B) was detected. The true and bulk densities, as well as the organic carbon, are similar in every treatment, with no significant differences among them. The N, CE, saturation extract ions and the assimilable macronutrients Ca^{+2}, K^{+} y Mg^{+2} are found in statistically lower levels in ES and BS compared to the rest, while the water pH has an opposite behaviour. According to the results, it can be said that these soil disinfection techniques improve some of its properties, consequently, they can be proposed as sustainable agriculture cultivation techniques.

Keywords: Organic amendment, Solarization, Biosolarization, Biofumigation, sustainable agriculture.

Introducción

La agricultura industrializada, en líneas generales, está sumida en una grave crisis, como consecuencia de muy diversos problemas sociales, económicos y medioambientales. El manejo indiscriminado del suelo, así como la utilización de plaguicidas y de agroquímicos para la nutrición de los cultivos han provocado multitud de problemas en los ecosistemas agrarios, y han alcanzado especial relevancia en áreas donde se practica la agricultura intensiva, como es el caso de la comarca del Campo de Cartagena. Dichos sistemas de producción pueden ser los responsables, por lo menos en parte, de la degradación que viene sufriendo el suelo y su entorno.

Todos estos aspectos llevan consigo la necesidad de encontrar soluciones alternativas a los modelos de agricultura intensiva convencional, que sean más respetuosas con el medio ambiente, ofrezcan una respuesta viable a los agricultores y que satisfagan las expectativas de los consumidores en materia de calidad.

Una de las tareas más comunes de manejo de suelos, y especialmente los dedicados a agricultura intensiva, es la desinfección, cuya finalidad es eliminar los patógenos que limitan la viabilidad de los cultivos. Dicha tarea se ha venido haciendo con productos químicos con efectos medioambientales nocivos [1]. Es por ello que el desarrollo de otras técnicas alternativas viene siendo una línea de investigación importante en los últimos años. Entre estas técnicas, propias de modelos de agricultura sostenible, en este trabajo nos hemos centrado en aquellas cuyo objetivo principal es la desinfección del suelo mediante la generación de calor (solarización) y/o la emisión de gases tóxicos (biofumigación y biosolarización).

Objetivos

El objetivo general de este trabajo ha sido comprobar el efecto de diferentes técnicas de desinfección solar del suelo, con o sin enmienda orgánica, sobre algunas propiedades del mismo, con vista a poder proponerlas como técnicas de agricultura sostenible.

Material y métodos

Para realizar este ensayo se ha seleccionado una parcela de cultivo de 0.5 ha situada en el término municipal de Fuente Álamo de Murcia. El suelo es homogéneo, tratándose de un Haplic Calcisol [2], con un contenido bajo de materia orgánica, pH básico, ligeramente salino y textura franco arcillosa.

Se ha utilizado un diseño de bloques al azar con cuatro tratamientos y tres repeticiones cada uno. El suelo fue cubierto con polietileno transparente de 40 micras de espesor en todas las parcelas excepto en el control (B). Dicho plástico se mantuvo durante seis semanas en los meses de julio y agosto de 2016. Para el ensayo de biosolarizacion (ES) se utilizó un estiércol de oveja semicompostado, a razón de 25 tm ha^{-1}. La biofumigación (BS) se hizo a partir de abonado verde con *Brassica juncea L,* conocida como mostaza caliente o mostaza de la India, plantada cincuenta días antes de ser incorporada al suelo. Para el cuarto tratamiento, solarización (S), el suelo fue cubierto con plástico.

Los métodos analíticos utilizados, han sido los siguientes: densidad aparente [3]; densidad real (método del picnómetro); infiltración [4], carbono orgánico y nitrógeno total (microanalizador elemental Leco modelo CHNS-932), conductividad eléctrica [5], pH en suspensión 1:1 suelo: agua y suelo: ClK [6] y elementos asimilables (macro y micronutriente) mediante el método de Lidsay y Novell [7].

Resultados y discusión

Hay que indicar que tanto la temperatura como la humedad bajo las que se llevó a cabo el experimento no fueron las más adecuadas, permaneciendo en todo momento por debajo de los datos existentes en la bibliografía [8]. En lo que respecta al potencial redox, los suelos son óxicos en todos los tratamientos, aunque el valor más bajo se alcanza en el ES, debido a la acción reductora de la materia orgánica, pero sin llegar a ser subóxico.

Los valores de estas variables a lo largo del experimento se recogen en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de temperatura (T), humedad (H) y potencial redox (Eh) en cada tratamiento.

Trat.	Tª (ºC)	Hv (%)	Eh (mVol)
S	38.2	26	355
BS	38.4	26	309
SE	38.5	23	219
B	36.9	15	274

Como se aprecia en la Tabla 1, los tratamientos S, BS y ES hicieron aumentar la temperatura del suelo en superficie frente al suelo control. Así mismo la humedad media registrada a lo largo del tratamiento indica en que estos tratamientos es un 10% aproximadamente más elevada que en el control, resultado coincidente con otros autores [9].

Densidad aparente y densidad real

La densidad real (DR) es similar en los tratamientos estudiados, no habiendo diferencias significativas entre ellos. La densidad aparente (DA), es la propiedad del suelo directamente relacionada con la estructura, tiene gran interés ya que nos indica el grado de compactación y, por tanto, interviene directamente en algunos procesos edáficos y en el desarrollo de los cultivos. Los valores de DA en todos los ensayos son muy similares y del orden de 1.3 g cm^{-3}, no existiendo diferencias significativas entre ellos, aspecto que hay que atribuirlo a la influencia predominante que tienen sobre ella las labores de cultivo, que atenúan o minimizan el efecto de las técnicas ensayadas. Similares resultados han sido comentados por Komariah et al [8].

Carbono orgánico

Los niveles de carbono orgánico (CO) en todos los tratamientos son bajos y semejantes entre sí (próximos al 1%). Stapleton et al [10] encuentran resultados semejantes comparando parcelas solarizadas y no solarizadas.

Estos resultados recogen la contribución en el aumento de CO que lleva consigo la incorporación de las correspondientes enmiendas a base de estiércol y abonado verde. Asimismo, el aparentemente menor contenido encontrado en el tratamiento ES, puede relacionarse con una mayor tasa de mineralización, motivada por el incremento de la temperatura en los tratamientos con acolchado de plástico.

Nitrógeno

El nitrógeno total (Nt) así como los NO_3^-, extraídos de la solución del suelo se encuentra en niveles estadísticamente más bajos en los tratamientos con enmiendas orgánicas (ES y BS). Estos resultados pueden deberse a la liberación lenta de este constituyente en la mineralización de la materia orgánica aportada y al consumo de NO_3^- por parte de los microrganismos del suelo. Por otro lado, esta hipótesis queda reforzada cuando se analiza la solución del suelo, donde se comprueba que en la etapa inicial del cultivo la concentración de NO_3^- en los 30 cm superficiales del suelo es muy inferior en los tratamientos con enmiendas orgánicas que en el resto y no se encuentran en profundidad (60 cm). El incremento de nitrógeno en los tratamientos S y B se debe al aporte de abonos minerales y al aumento de la temperatura, que como es sabido favorece la solubilización [10, 11].

Asimismo, hay que destacar la evolución durante el ciclo de cultivo de este constituyente, desapareciendo de la solución del suelo en la segunda mitad de dicho ciclo.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) del extracto de saturación está comprendida entre 6 y 9 dS m^{-1}, por lo que el suelo se puede considerar moderadamente salino. El tratamiento S presenta valores significativamente superiores al resto, resultado que coincide en parte con el hallado en otros trabajos [10,11]. La composición iónica del extracto de saturación, tanto cationes (K^+, Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+), como aniones (Cl^-, $SO4^-_2$; NO^-_3) se comportan de forma semejante, de forma que la menor concentración de sales en BS y ES, puede considerarse como positiva, ya que supone una inmovilización

parcial de estos constituyentes y evita así su pérdida por lixiviación y, por tanto, atenúa o minimiza los problemas de contaminación en ecosistemas próximos.

pH del suelo

En cuanto a la reacción del suelo, no se encuentran diferencias significativas en el pH 1:1 suelo:KCl, sin embargo, en el obtenido en la suspensión 1:1 suelo:agua, se observa que los tratamientos BS y ES tienen un pH estadísticamente superior a B y S, que a su vez son homogéneos entre sí. En este sentido Stapleton et al. [10], encuentran comportamientos semejantes cuando comparan la solarización con un ensayo control en cultivos de rábanos, pimientos y repollos.

Elementos asimilables (macro y micronutrientes)

Se apunta un ligero incremento de los niveles de nutrientes asimilables en el tratamiento S, sobre todo de los cationes Ca^{+2}, K^{+} y Mg^{+2} con respecto al tratamiento al resto. Sin embargo, los niveles de micronutrientes Cu, Fe, Mn y Zn permanecen homogéneos en todos los tratamientos.

Conclusiones

En los tratamientos S, BS y ES se observó un aumento de temperatura y de la humedad del suelo frente al control (B).

A corto plazo, no se han encontrado diferencias significativas entre tratamientos en algunas propiedades físicas y físico-químicas, como la densidad real y aparente, contenido de CO, pH en KCl y micronutrientes asimilables, aunque es de esperar que con el paso del tiempo mejoren en los tratamientos ES y BS, debido a la incorporación de materia orgánica al suelo.

El N, la CE, iones del extracto de saturación y macronutrientes asimilables Ca^{+2}, K^{+} y Mg^{+2} se encuentra en niveles estadísticamente más bajos en los tratamientos ES y BS que en el resto, mientras que el pH en agua tiene un comportamiento contrario.

Aparentemente, la biosolarización y biofumigación originan una retrogradación de la fracciones más solubles, que posiblemente son adsorbidas por la materia orgánica, y evita o minimiza la lixiviación de dichas fracciones a horizontes más profundos del suelo.

Como conclusión global, puede decirse que estas técnicas de desinfección del suelo y especialmente ES y BS, mejoran algunas propiedades del mismo. Todo ello hace que puedan ser propuestas como técnicas de cultivo en agricultura sostenible.

Referencias bibliográficas

[1] Stapelton J.J., Gamliel A. 1993. Feassibility of soil fumigation by sealing soil amended with fertilizers and crop residues containing biotoxic volatile compounds. Plant Prot.Q 3(3,4): 13-15

[2] IUSS Working Group WRB.2014. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No.106 FAO, Rome.

[3] Hénin, S., Gras, R., Monnier, G., 1969. Le profil cultural. Masson et Cie, Paris. 332 pp. Anderson, J.,

[4] Mathieu C., Pieltain F. 1998. Analyse physique des sols: Méthodes choisies. Lavoisier Tec. Doc. París, London, New York. 275p

[5] Bower, C.A. y Wilcox, L.V. 1965. Soluble salts. En C.A., Black, Ed. Methods of soil Analysis. Amer. Soc. Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, EE.UU. 2, 933-940.

[6] Anderson, J. and Ingram, J., 1993.Tropical soil biology and fertility program. A Handbook of methods. CAB International. Wallingford, England.

[7] Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. 1969. Development of a DTPA micronutrient soil test. Agron. Abstr, 84.

[8] Komariah, Kengo Ito; Takeo Onishi and Masateru Senge. 2011. Soil prperties affected by combination os soil solarization and organic amendment. Paddy Water Environ 9: 357-366.

[9] Sofi T.A., Tewari A.K., Razdan V.K., Koul V.K. 2014. Long term effect of soil solarization on soil properties and cauliflower vigor. Phytoparasitica 42: 1-11.

[10] Stapleton J. J., De Vay J.E., Van Rijckevorsel H., De Boer G.J. 1983. Increased soluble mineral nutrients in soils as related to increased plant growth response following soil solarisation (Abstr.). Phytopathology 73: 814

[11] Chen Y. And Katan, J. 1980. Effect of solar heating of soils by transparent polyethylene mulching on their chemical properties. Soil Science 130: 271-277.

Los pastos versus cultivos forrajeros y la enmienda con espuma de azucarería para mejorar suelos ácidos degradados

Pastures versus forage crops and sugar foam amendment to improve degraded acid soils

Vázquez E., León P., Benito M., Mariscal-Sancho I., Santano J. y Espejo R*

Dpto. Producción Agraria. ETSI Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas. Universidad Politécnica de Madrid;*rafael.espejo@upm.es

Resumen

Para recuperar la calidad de los suelos ácidos degradados por laboreo de la raña de Cañamero (Cáceres), en 2002 iniciamos un trabajo en un campo de experimentación en el que se comparó la evolución de la calidad del suelo en parcelas manejadas por laboreo con un cultivo forrajero con el de parcelas con un pasto natural o con un pasto mejorado mediante la introducción nuevas leguminosas y gramíneas. En cada caso se midió el efecto de la aplicación de una enmienda con espuma de azucarería. Después de 13 años, tanto el uso como la enmienda afectaron al contenido en materia orgánica total y particulada en los 15 cm más superficiales del suelo siendo muy superior el efecto del uso. Aunque la producción de biomasa del cultivo forrajero fue siempre muy superior a la de los pastos, en las parcelas con pastos el incremento fue superior lo que achacamos a la mayor proporción de raíces de los pastos. La enmienda afectó positivamente a los contenidos en materia orgánica, pero solo en los 5 cm más superficiales. La introducción de nuevas especies de leguminosas en el pasto tuvo un efecto positivo sobre su calidad al incrementar la proporción de leguminosas. La enmienda afectó positivamente al incremento en leguminosas tanto en el pasto natural como mejorado.

Palabras clave: materia orgánica, pastos, cultivo forrajero, suelo ácido degradado, raña

Abstract

To recover the quality of acid soils degraded by tillage of the cane of Cañamero's raña (Cáceres), in 2002 we started a work in an experimental field in which the evolution of soil quality was compared in plots managed by tillage with a forage crop with that of plots with a natural pasture or with an improved pasture through the introduction of new legumes and grasses. In each case the effect of the application of an amendment with sugar foam was measured. After 13 years, both the use and the amendment affected the content of total and particulate organic matter in the top 15 cm of the soil, the effect of use being much higher. Although the biomass production of the forage crop was always much higher than that of the pastures, in the plots with pastures the increase was higher, what we attribute to the greater proportion of roots of the pastures. The amendment positively affected the contents in organic matter but only in the most superficial 5 cm. The introduction of new legume species in the pasture had a positive effect on their quality by increasing the proportion of legumes. The amendment positively affected the increase in legumes in both natural and improved pastures.

Keywords: organic matter, pastures, forage crop, degraded acid soils, raña

Introducción

Los Ultisoles de la raña de Cañamero (Cáceres) desde el aclareo de su vegetación natural iniciada a comienzos del siglo XX han experimentado un continuo proceso de degradación derivado de la disminución de su contenido en material orgánica como consecuencia del laboreo [1]. Esta disminución en el contenido en MO junto con la extracción de bases por las cosechas agravó los problemas derivados del exceso de acidez lo que condujo al abandono de estos campos de cultivo.

El contenido en materia orgánica es determinante para el suelo a la hora de desempeñar sus funciones dentro de los ecosistemas. En los agro-ecosistemas, manejados por el sistema convencional, con laboreo, al efecto negativo sobre el balance del humus por la extracción vía cosecha de una parte importante de la biomasa producida se une el del laboreo, que potencia la mineralización del humus y la exposición a la acción de los microorganismos de compuestos húmicos protegidos dentro de los agregados. Lo anterior se traduce en un progresivo empobrecimiento del suelo en materia orgánica y en una degradación de la calidad del suelo. En el caso de los suelos ácidos la extracción y pérdida de bases vía cosechas junto con la acción acidificadora de los fertilizantes minerales agrava el problema de su degradación: Se liberan formas de Al^{3+} complejadas por la materia orgánica y se potencia la toxicidad del Al^{3+} por la disminución de la relación Ca^{2+}/Al^{3+}.

En muchas de las formaciones de raña del oeste de la península Ibérica el deterioro del suelo llevó al abandono de los campos de cultivo [2]. Una forma tradicional para contrarrestar el exceso de acidez del suelo e incrementar la producción de biomasa es la aplicación de enmiendas calizas solas o junto a enmiendas yesíferas, estas últimas para que el efecto llegue a zonas más profundas del suelo [3]. Asimismo, para frenar la mineralización de la materia orgánica y facilitar el proceso de su acumulación en el suelo, suelos agrícolas se manejan por formas conservacionistas eliminando o minimizando el laboreo. El uso del suelo como soporte de un pasto no cabe duda de que forma parte de las formas de manejo conservacionistas. El objetivo de este estudio es medir la incidencia de la forma de uso y de la aplicación de la espuma de azucarería (EA) sobre la evolución de la calidad del suelo centrándonos en la producción de biomasa y en el contenido en materia orgánica, total y particulada, indicadores de la calidad del suelo de primera magnitud.

Materiales y Métodos

El estudio se hizo en un campo de experimentación (CE) cercado establecido en otoño de 2002 en la raña de Cañamero. El clima de la zona es mediterráneo húmedo con una P de 870 mm anuales, una TM de 15ºC y una ETP (Penman–Monteith) de 1248 mm. Los suelos en la zona del CE son Palexerults plinthico termico, caolinítico esquelético arcillosos.

En el inicio del ensayo el campo soportaba un pasto natural de muy mala calidad dominado por: *Vulpia bromoide*(L) S.F. Gray, *Molineriella laevis* (Brot)Rouy, *Briza maxima* L, *Rumex acetosella* L., *Rumex bucephalophorus* L, *Plantago coronopus* L. Las leguminosas: *Ornithopus compressus* L., *Anthyllis lotoides* L. and *Trifolium arvense* L. suponen menos del 1%. El diseño del campo fue tipo Split-plot con 4 repeticiones siendo los factores analizados: El uso, con PN, PM (ambos con no laboreo) o CF (con laboreo) y la aplicación de la enmienda de EA (E) o no C (control). La EA se aplicó a razón de 3,9 MG EA seca/ha en 2002, 2,5Mg EA seca/ha en 2010 y 1,25 Mg EA seca/ha en 2013. En 2002 la enmienda se incorporó al suelo; en 2010 y 2013 se aplico en superficie sin incorporación al suelo en las parcelas de pastos. El CF consistió en una mezcla de avena, triticale y veza. En el PM se introdujo: *Trifolium vesiculosum L*, *Trifolium subterraneum*, L., *Trifolium balansae*, *Biserrula pelecinus*, L*., Ornithopus compressus*,L, *Lolium rigidum y*

Dactylis glomerata L. Cada año se determinó la producción de biomasa y en los pastos la proporción de leguminosas. En sep- tiembre de 2015 se tomaron muestras de suelo a 0-5, 5-15, y 15-35 cm de cada parcela en las que se determinó el contenido en MOT, por el método de la pérdida de peso por ignición [4] y la MOP según Cambardella y Elliot [5].

Resultados y discusión

Producción de biomasa

La Tabla 1 da información sobre los efectos del uso y de la enmienda sobre la producción media de biomasa de las 13 campañas (de 2002 a 2015) y de la proporción de leguminosas en el pasto en la última campaña (2014-2015). La producción de biomasa dependió en gran medida de la forma de uso siendo muy superior (un 64% más alta) en el CF. La enmienda también influyó positivamente sobre la biomasa producida, siendo un 30% más alta en las parcelas enmendadas. La proporción de leguminosas fue mayor en el PM que en el PN y se incrementó con la enmienda. Se comprueba el efecto de la enmienda sobre la producción de biomasa al eliminar esta el efecto tóxico del Al muy abundante en estos suelos [4].

Tabla 1. Efecto del uso y de la enmienda sobre la producción de biomasa y la proporción de leguminosas en los pastos.

Factor	Biomasa media (kg/ha) 2003-2015	Leguminosas en pastos (%) 2014-15
Uso (U)		
PN	3212a	9,7a
PM	3215a	22,4b
CF	5278b	-
Enmienda (E)		
Control	3384a	11,2a
Espuma A	4420b	20,9b
Efectos		
Uso	***	***
Enmienda	***	***
UxE	ns	ns

Materia orgánica total y particulada

La Tabla 2 muestra el efecto del uso y de la enmienda sobre el contenido en materia orgánica total y particulada en los 15 cm más superficiales del suelo; a más profundidad no se encontraron efectos significativos.

Tabla 2. Efecto del uso y de la enmienda sobre el contenido en materia orgánica total y particulada.

Prof.	Factor	MOT (%)	MOP (%)
0-5 cm	Uso (U)		
	PN	11,6b	4,5ab
	PM	12,0b	5,0b
	CF	9,4a	3,7a
	Enmienda (E)		
	Control	10,6a	4,1a
	Espuma A	11,4b	4,7b
	Efectos		
	Uso	***	***
	Enmienda	***	***
	UxE	ns	ns
5-15 cm	Uso (U)		
	PN	7,9b	2,8b
	PM	8,2b	2,8b
	CF	7,5a	2,3a
	Enmienda (E)		
	Control	7,8a	2,6a
	Espuma A	8,0a	2,7a
	Efectos		
	Uso	***	***
	Enmienda	ns	ns
	UxE	ns	ns

PN: Pasto natural; PM, Pasto mejorado; CF Cultivo forrajero

La Tabla 3 muestra los datos referentes al contenido en MOT y MOP en cada uno de los seis tratamientos. En la profundidad 0-5 cm, tanto la MOT como la MOP se vieron afectadas tanto por el uso como por la enmienda, aunque el efecto del uso fue muy superior al de la enmienda. El contenido en MOT en las parcelas con PM y PN fue respectivamente un 27,5% y un 23,5% superior al del CF y en las parcelas enmendadas un 7,6% más alto que en los controles. En el caso de la MOP las tendencias fueron similares, pero más marcadas: el contenido en MOP en las parcelas con PM y PN fue respectivamente un 35% y un 21% más alto que en las parcelas con CF, y en las parcelas

enmendadas un 14,6% más alto que en los controles.

Tabla 3. Contenido en materia orgánica total y particulada en cada uno de los 6 tratamientos.

Prof.	Tratamiento	MOT (%)	MOP (%)
0-5 cm	CFC	9,1a	3,4a
	CFE	9,6a	4,1b
	PNC	11,2b	4,2b
	PNE	12,0cd	4,9cd
	PMC	11,5bc	4,8c
	PME	12,3d	5,2d
5-15 cm	CFC	7,4a	2,1a
	CFE	7,6ab	2,4ab
	PNC	7,8abc	2,8bc
	PNE	7,9bc	2,8bc
	PMC	8,1cd	2,7bc
	PME	8,4d	3,0c

CFC: Cultivo forrajero control; CFE, Cultivo forrajero enmendado; PNC, Pasto natural control; PNE, Pasto natural enmendado; PMC, Pasto mejorado control; PME, Pasto mejorado enmendado.

En la profundidad 5-15 cm, el contenido en ambas componentes orgánicas sólo se vio afectada por el uso no así por la enmienda. En las parcelas con PM y PN el contenido en MOT fue respectivamente un 9,3% y un 5,3% más alto que en las de CF. Del mismo modo, tanto en las parcelas con PN como en las de PN el contenido en MOP fue un 21,5% más alto que en las de CF. El laboreo al airear el suelo potencia las reacciones de oxidación involucradas en la mineralización del material orgánico del suelo; también por la acción mecánica de los aperos que rompen agregados en los que existe materia orgánica protegida de la acción de los microorganismos.

Llama la atención el que a pesar de que la producción de biomasa en el CF fue mucho más alta que en los pastos, el contenido en MOT y en especial en MOP sea más alto en el suelo de los pastos que en el del cultivo forrajero. Ello puede explicarse por lo antes señalado del efecto negativo del laboreo sobre la materia orgánica en general y sobre la MOP en particular [5]. También puede justificarse por el hecho de que la biomasa radicular es mucho más alta en los pastos que en los cultivos forrajeros: La razón biomasa aérea/biomasa radicular es del orden de 0,1-0,15 en los cultivos forrajeros de grano pequeño y de 0,65 (5,5 veces mayor) en las praderas permanentes [6].

Conclusiones

Después de 13 años del inicio del ensayo, tanto los pastos permanentes, naturales o mejorados, como la aplicación de espuma de azucarería incrementan el contenido en MOT y MOP en los 15 cm más superficiales de los Ultisoles degradados por laboreo de la raña de Cañamero. La enmienda incrementa la producción de biomasa que fue mayor en el caso del cultivo forrajero que en el de los pastos.

Agradecimientos

Los autores agradecen al apoyo económico proporcionado por los proyectos: AGRISOST Comunidad de Madrid (S2013/ABI2717) y Ministerio de Economía y Competitividad de España (CGL2012-39498).

Referencias bibliográficas

[1] Espejo Serrano R. 1978. Estudio del perfil edáfico y caracterización de las formaciones tipo raña en el sector Cañamero – Horcajo de los Montes. Tesis doctoral. ETSI Agrónomos, Madrid, 469pp

[2] Mariscal I., Peregrina, F., Terefe, T., Gonzalez P., Espejo, R. 2007. Evolution of some physical properties related to soil quality in the degraded ecosystems of "raña" formations from SW Spain. (A) *Science of the Total Environment.* 378:130-132.

[3] Peregrina Alonso, F, Santano Arias, J. Gonzalez Fernandez, P., Ordóñez Fernandez, R., Espejo Serrano, R. 2006. Agronomic implications of the supply of lime and gypsum by-products to Palexerults from western Spain. (A), *Soil Science* 171:65-81.

[4] Nelson, D. W., Sommers, L. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, 539-579.

[5] Cambardella, C., Elliot, E., 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 777-783

[6] Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Angers, D. A., VandenBygaart, A. J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *118*(1-4): 29-42.

Los estudios de microbioma: una herramienta útil para guiar la gestión sostenible de los suelos

Microbiome studies: a useful tool for sustainable soil management

Santos del Blanco, Luis[1,2*], Franco Manchón, Iván[2], Hernández Rodríguez, María[1,2], Osorio Vélez, Luis Fernando[2,3], Olaizola Suárez, Jaime[2]

[1] Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA, Avda. de Madrid, 34071, Palencia, España

[2] ID Forest – Biotecnología Forestal Aplicada, C/ Los Curtidores 17, 34004 Palencia, España

[3] Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Medellín, Colombia

*luis@idforest.es

Resumen

Un manejo agresivo o inadecuado de los suelos causa degradación, tanto a nivel de sus propiedades físico-químicas como a nivel biológico, reflejándose en un empobrecimiento de la diversidad microbiana del suelo. Las técnicas de microbiología clásicas usadas hasta fechas recientes han dado paso a metodologías de secuenciación masiva de ADN para el estudio de los microorganismos del suelo. Gracias a estas técnicas podemos conocer de forma rápida y con un bajo coste qué especies de hongos y bacterias se encuentran en una muestra de suelo. Esta nueva herramienta permite el testado de hipótesis respecto a la relación entre diferentes prácticas de manejo y su impacto en la microbiota del suelo, bien en sentido amplio o bien atendiendo a algún grupo particular de microorganismos. De entre ellos, los hongos simbiontes tienen particular relevancia por la dependencia de las plantas respecto a los mismos. Se presentan los resultados de varios estudios realizados en parcelas agrícolas, comparando la diversidad microbiológica de suelos bajo diferentes escenarios: tiempo tras el laboreo, cultivo al aire libre o bajo cubierta y efecto de enmiendas orgánicas. En todos los casos, las prácticas consideradas como más sostenibles dieron lugar a una mayor diversidad microbiológica de los suelos.

Palabras clave: biodiversidad, simbiosis, micorriza, manejo, ADN.

Abstract

An inadequate or aggressive management may lead to soil degradation, considering both physiochemical properties and soil biology, as reflected in an impoverishment of soil microbial diversity. Classic microbiology techniques have given way to next generation mass sequencing techniques for the study of soil microorganisms. These techniques allow the fast and cost effective analysis of the list of microorganisms contained in a soil simple. This new tool allows the testing of hypothesis regarding soil management and its impact on soil microorganisms, either as a whole or regarding particular types of microorganisms. Among them, symbiotic fungi are particularly relevant due to plant dependence upon them. Here we present the results of a suite of studies on agricultural land, comparing microbiological diversity of soils under different scenarios: time after tilling, open air or greenhouse cultivation and organic amendments. In all cases, those practices considered as most sustainable provided a higher microbiological diversity of soils.

Keywords: biodiversity, symbiosis, mycorrhiza, management, DNA.

Introducción

Un manejo inadecuado del suelo, tanto en el ámbito agrícola como forestal, puede llevar a su degradación por erosión, empobrecimiento en materia orgánica, acumulación de sustancias tóxicas orgánicas e inorgánicas, acumulación de sales o empobrecimiento de nutrientes [1]. Para evaluar los parámetros indicados anteriormente, existen protocolos de laboratorio bien establecidos y aceptados internacionalmente. Sin embargo, es aún poco conocido el efecto de prácticas de manejo no sostenibles sobre la microbiota del suelo.

Los suelos albergan una asombrosa cantidad y diversidad de microorganismos, cuyo estudio ha estado limitado metodológicamente hasta tiempos muy recientes. Antes, la diversidad y abundancia de microorganismos del suelo se basaba en estudios de microbiología clásica. Dado que el número de caracteres a evaluar era limitado, sobre todo en bacterias y no tanto en hongos que pudieran formar estructuras reproductivas, las clasificaciones taxonómicas estaban limitadas. Además, dada la necesidad de aislar y cultivar cada organismo de forma separada, axénicamente e idealmente a partir de una única espora o colonia, eran muy demandantes en cuanto a mano de obra [2].

El desarrollo de técnicas moleculares aplicadas a la taxonomía fue de gran ayuda, sobre todo para profundizar en la clasificación taxonómica y relaciones filogenéticas de los microorganismos del suelo. En concreto, hoy en día las técnicas de "barcoding" nospermiten acercarnos a la clasificación taxonómica de los microrganismos con información de tan sólo una parte muy específica del genoma. En general, se acepta que la región ITS para los hongos y la región 16S para bacterias proporcionan suficiente variabilidad entre especies de forma global como para ser usadas en la clasificación taxonómica de especies [3]. La idoneidad de estas regiones, aunque aceptada en líneas generales, dependerá además de la profundidad del estudio, pudiéndose estudiar otras regiones del genoma de forma simultánea.

Así pues, a partir de una extracción de ADN de una muestra, la posterior amplificación por PCR de una secuencia diana de valor taxonómico y la secuenciación de la región amplificada obtendremos una secuencia de nucleótidos que podrán ser cotejados en bases de datos internacionales. La similitud entre las secuencias obtenidas y aquellas otras publicadas a partir de muestras clasificadas por métodos clásicos, nos podrá indicar el taxón al que pertenece nuestra muestra.

Estas técnicas de taxonomía molecular pueden ser aplicadas a aislados individuales tanto de hongos como de bacterias, como complemento a estudios ópticos. Pero también pueden aplicarse en masa a muestras tomadas directamente en campo, lo cual supone un salto cualitativo de primer orden en nuestra capacidad de analizar las comunidades microbianas de los suelos.

Estas técnicas de secuenciación en masa se conocen como secuenciación masiva. Consisten en la aplicación del mismo concepto introducido anteriormente, pero obteniendo tras la PCR una mezcla de regiones de valor taxonómico correspondientes a todos los microorganismos presentes en nuestra muestra. El tratamiento informatizado de la secuenciación y clasificación de las secuencias de nucleótidos dará como resultado un listado de especies (técnicamente se habla de OTUs, Operational Taxonomic Units o Unidades Taxonómicamente Operativas). Este listado típicamente contendrá especies conocidas así como otras para las que no se han encontrado similitudes en las bases de datos. Además, para las especies clasificadas pueden aplicarse algoritmos de clasificación para conocer por ejemplo en el caso de los hongos, su modo de vida e.g. saprófito, simbionte, etc.

Si bien existen otras técnicas de análisis de muestras en masa, mediante el estudio de perfiles de ácidos grasos que aportan información sobre tipo de microorganismo

(hongo, bacteria gram+ o bacteria gram-) y su abundancia en un suelo, no aportan información sobre diversidad taxonómica. [4]

El abaratamiento de las técnicas de secuenciación masiva y la generalización de los protocolos de análisis de datos, está poniendo al alcance los investigadores, gestores, agricultores y propietarios forestales, una cantidad de información sin precedentes. Gracias a la generación de grandes volúmenes de datos sobre el microbioma completo de suelos, pueden ser testadas hipótesis sobre el efecto de ciertas prácticas de manejo sobre la diversidad y abundancia de microorganismos [5]. Por ejemplo, un meta-análisis con 82 estudios ha concluido que la adición de nitrógeno causa una reducción del 15% de la masa microbiana [6]. Además, se puede profundizar en el análisis, evaluando si ciertos grupos taxonómicos o tipos de especies se ven perjudicadas o beneficiadas por el manejo.

El estudio de la variación en la diversidad microbiológica del suelo, en respuesta a diversos factores antrópicos, no sólo constituye un fin en sí misma. La diversidad de microorganismos de un suelo es particularmente importante para las plantas, habiéndose descrito decenas de miles de especies de hongos y bacterias que viven en simbiosis con las plantas. De su presencia y abundancia así como la de patógenos, dependerá en cierta medida el desarrollo y salud de las plantas anfitrionas [7].

En esta comunicación presentamos ejemplos de estudios de microbiomas de suelos con aplicación al manejo sostenible de los suelos.

Material y métodos

Para la toma de muestras de suelo para el análisis de microbioma se hace de forma análoga al muestreo para el análisis de propiedades físico-químicas del suelo, mediante muestras compuestas. El volumen mínimo de suelo a tomar es de 250 cm^3. Para este estudio se analizaron diferentes situaciones de suelos agrícolas de la provincia de Palencia. En primer lugar, se evaluó la diferencia entre cultivos de alfalfa de diferentes edades. También se analizaron las diferencias entre cultivo en invernadero y en exterior de pimiento. Finalmente, se evaluó el efecto del uso de compost o abono mineral en el cultivo de la colza. Dado el carácter compuesto de las muestras, los resultados pueden considerarse insesgados y con un bajo error.

Las muestras se conservan en bolsas de cierre hermético y son procesadas en el laboratorio a la mayor brevedad. Una vez allí, son secadas al aire hasta peso constante. Las muestras se limpian de elementos gruesos y se pasan por un tamiz de 1 mm de luz de malla. Posteriormente se homogeneizan exhaustivamente y se toman 0.25 g para extracción de ADN.

Para la extracción de ADN se utilizó el DNeasy PowerSoil Kit (Qiagen). El paso posterior de PCR se realiza por triplicado para minimizar sesgos en la amplificación. Los pasos posteriores comprenden la eliminación de fragmentos pequeños de ADN de la muestra, la normalización de la concentración y la secuenciación de las regiones amplificadas de interés en una plataforma Illumina.

Los datos brutos de secuenciación son tratados con técnicas bioinformáticas, imponiendo ciertas restricciones para aumentar la calidad de las secuencias y organizar los datos. Finalmente, las secuencias se comparan con otras albergadas en bases de datos internacionales, e.g. BLAST (blast.ncbi.nlm.nih.gov/), o UNITE para el caso específico de hongos [8], definiendo previamente un límite de similitud, normalmente 97%, a la hora de aceptar una coincidencia como válida. Finalmente, para el caso de los hongos se hace uso de la herramienta FUNGuild para clasificar las especies según su modo de vida [9].

Resultados y discusión

Los resultados de diversidad de hongos del suelo, encajaron bien con las hipótesis previas. Así se observó un aumento de la riqueza en especies del 18% en la finca de

alfalfa de mayor edad (Fig 1a). Esta riqueza se debió principalmente al aumento de hongos saprofitos. Además, el número de especies de hongos endomicorrícicos pasó de 3 a 8.

En el caso del cultivo del pimiento, se observó una riqueza mucho mayor en el cultivo en exterior, con un aumento del 66% (Fig. 1b). Bajo ambas condiciones, la diversidad de hongos micorrícicos fue muy baja. Esto probablemente refleja el efecto de las condiciones de cultivo más intensivas en el caso del invernadero, además del efecto pantalla del plástico que evita la llegada de inóculo del exterior.

Finalmente, se pudo observar cómo la adición de compost en el cultivo de colza multiplicó por un factor de entre cuatro y cinco el número de especies detectadas (Fig. 1c). No se detectaron hongos micorrícicos, lo cual probablemente refleja la dificultad de las crucíferas para establecer relaciones simbióticas con los hongos [10].

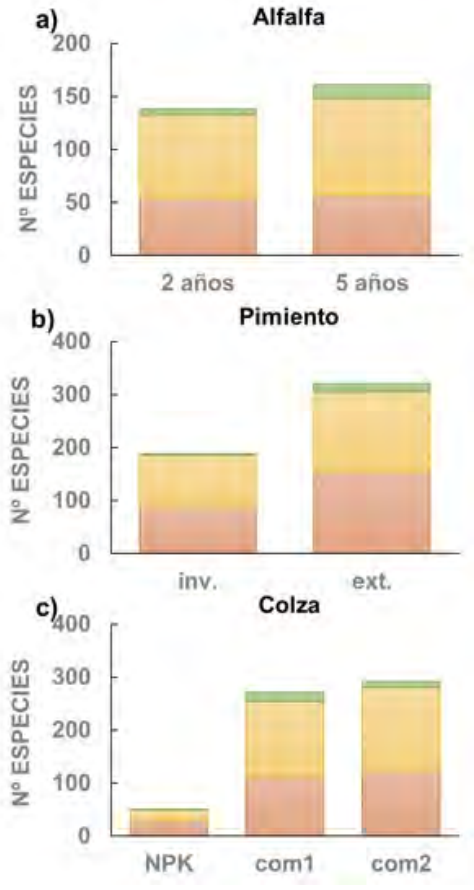


Fig. 1 – Abundancia de especies de hongos en suelos agrícolas destinados a diferentes cultivos. Verde, simbiontes; naranja, saprofitos; rojo, patógenos.

Conclusiones

La diversidad microbiana de los suelos puede considerarse como un indicador del uso sostenible de los mismos. Prácticas como el mínimo laboreo o laboreo de conservación, el uso de fertilizantes orgánicos como el compost como alternativa a los abonos minerales y los cultivos al aire libre inducen una mayor diversidad microbiana en los suelos.

Agradecimientos

Agradecemos a la Junta de Castilla y León, España, por su apoyo financiero en el proyecto 04/16/PA/0006.

Referencias bibliográficas

[1] Prager, K., Schuler, J., Helming, K., Zander, P., Ratinger, T., Hagedorn, K. 2011. Soil degradation, farming practices, institutions and policy responses: an analytical framework. LAND DEGR DEV. 22 (1): 32-46.

[2] Paul, EA. 2014. Soil microbiology, ecology and biochemistry. New York, Academic Press.

[3] Schoch, CL., Seifert, KA., Huhndorf, S., Robert, V., Spouge, JL., Levesque, CA., Chen, W., Fungal Barcoding Consortium 2012. Nuclear ribosomal internal transcribed spacer (ITS) region as a universal DNA barcode marker for Fungi. PROC NATL ACAD SCI USA. 109 (16): 6241-6246.

[4] Cordero, I., Ruiz-Díez, B., Balaguer, L., Richter, A., Pueyo, JJ., Rincón, A. 2016. Rhizospheric microbial community of *Caesalpinia spinosa* in preserved and deforested soils of the fog forest of Atiquipa, Peru. SOIL BIOL BIOCHEM 114: 132-141

[5] Shokralla, S., Spall, JL., Gibson, JF., Hajibabaei, M. 2012. Next-generation sequencing technologies for environmental DNA research. MOL. ECOL. 21 (8): 1794-1805.

[6] Treseder, KK. 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: A meta-analysis of ecosystem studies. ECOL LETT. 11 (10): 1111-1120.

[7] Berendsen, RL., Pieterse, CM., Bakker, PA. 2012. The rhizosphere microbiome and plant health. TRENDS PLANT SCI. 17(8): 478–486.

[8] Kõljalg, U., et al. 2013. Towards a unified paradigm for sequence-based identification of fungi. MOL. ECOL. 22 (21): 5271-5277.

[9] Nguyen, NH., Song, Z., Bates, ST., Branco, S., Tedersoo, L., Menke, J., Schiling, JS. Kennedy, PG. 2016. FUNGuild: an open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. FUN. ECOL. 20: 241-248.

[10] Demars, BG., Boerner, RE. 1996. Vesicular arbuscular mycorrhizal development in the *Brassicaceae* in relation to plant life span. FLORA. 191 (2): 179-189.

Efeito de minerais de ferro e manganês no arsénio solúvel em incubações laboratoriais: resultados preliminares

Effect of iron and manganese minerals on soluble arsenic in laboratory incubations: preliminary results

Nunes, Jorge Delgado[1]*, Alexandre, Carlos[1], Abreu, María Manuela[2]

[1] Departamento de Geociências e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal) *jdnunesl@uevora-pt

[2] Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food (LEAF), 1349-017 Lisboa, Portugal

Resumo

O controlo da acumulação de As no grão constitui um desafio para o arroz produzido em solos alagados. Testou-se o efeito de minerais de Fe e Mn, sintetizados e naturais, na concentração do As na solução do solo com recurso a incubações laboratoriais.

Analisou-se o As, o Fe e o Mn totais na solução de incubação, após centrifugação e filtragem, ao fim de 4 h, 7, 15 e 30 dias. Usaram-se tubos de centrífuga de 50 mL, na proporção de 10 g de solo para 30 mL de solução aquosa, com quatro réplicas por modalidade (valores indicados por tubo): C (controlo, solo e água), A (adição de As, 0,1 mg), AF (As 0,1 mg + ferrihidrite 12 mg), AM (As 0,1 mg + birnessite 12 mg), AFM (As 0,1 mg + ferrihidrite 6 mg + birnessite 6 mg) e AN (As 0,1 mg + nódulos/concreções de Fe e Mn colhidas no campo e moídas, 12 mg).

Ao fim de trinta dias o As total na solução nas modalidades com adição de Fe e Mn foi sensivelmente menor do que na modalidade apenas com adição de As. Para a modalidade com Fe, o As total determinado na solução foi inferior ao medido na solução do Controlo. Os valores de Fe e Mn na solução de incubação parecem relacionar-se de forma directa com o respectivo teor de As. A adição dos minerais de Fe e Mn usados neste estudo apresentam potencial como depressores do As na solução do solo em situações de encharcamento.

Palavras-chave: arsénio, ferro, manganês, solução do solo, incubações.

Abstract

Control of accumulation of As in rice grain is a challenge for rice grown in paddy fields. The application of synthesized and natural Fe and Mn minerals to control As concentration in soil solution was tested using laboratory incubations.

Total As, Fe and Mn were analyzed in the incubation solution after centrifugation and filtration collected at 4 h, 7, 15 and 30 days. Centrifuge tubes (50 ml) were used, in the ratio of 10 g of soil to 30 mL of aqueous solution, with four replicates per treatment (values per tube): C (control, soil and water), A (As 0.1 mg), AF (As 0.1 mg + ferrihydrite 12 mg), AM (As 0.1 mg + birnessite 12 mg), AFM (As 0.1 mg + ferrihydrite 6 mg + birnessite 6 mg), and AN (As 0.1 mg + nodules/concretions of Fe and Mn collected in the field and milled, 12 mg).

After thirty days, total As concentration was lower in the solution in the modalities with Fe and Mn added than in the As-only modality. For the modality with Fe, total As concentration determined in the solution was lower than the As concentration measured in the Control solution. The concentrations of Fe and Mn in the incubation solution appear to be directly related to the respective As contents. The addition of the Fe and Mn minerals used in this study revealed potential as depressors of total As levels in the soil solution in paddy fields conditions.

Keywords: arsenic, iron, manganese, soil solution, incubations

Introdução

A International Agency for Research on Cancer (IARC) classifica o arsénio no Grupo I (Carcinogéneo para humanos), associado a cancros da pele, dos pulmões e da bexiga [1]. Estudos alimentares na Europa e nos Estados Unidos mostram que o arroz é a fonte primária de As numa dieta sem alimentos de origem marinha [2]. A União Europeia incorporou estas preocupações num novo regulamento que, a partir de 2016, baixou os limites de As inorgânico (As(III) mais As(V)) para 0,20 mg kg^{-1} no arroz branqueado e 0,10 mg kg^{-1} no arroz para alimentação infantil [3]. A necessidade de produzir arroz com níveis baixos de As é, pois, um imperativo de grande actualidade.

Têm sido testados diversos métodos de controlo do As na água, bem como na recuperação de solos contaminados, entre os quais a aplicação de materiais ricos em óxidos de Fe e/ou de Mn surge como uma alternativa com potencial muito relevante [4, 5].

Muitos solos de arrozais tendem a apresentar maior concentração de As disponível para as plantas, em parte devido às condições de alagamento geralmente exigidas pela cultura do arroz. Embora não se tratando de solos contaminados, como sucede com alguns solos da lezíria do Tejo [6], a diminuição da concentração do As disponível para as plantas pela aplicação de óxidos de Fe e/ou de Mn, apresenta também interesse potencial como técnica para reduzir a acumulação de As no arroz (grão) [7].

O trabalho aqui apresentado mostra resultados preliminares do efeito da aplicação de óxidos de Fe (ferrihidrite) e de óxidos de Mn (birnessite) na concentração de As na solução do solo em incubações anaeróbias.

Material e métodos

Usou-se um solo utilizado em ensaios com arroz realizados em Salvaterra de Magos (COTArroz), do qual se apresenta uma caracterização sumária no Quadro 1.

Quadro 1 – Caracterização sumária do solo usado nas incubações (médias e desvios padrão)

AG	AF	L	Arg.	Corg	pH	pH	CE
----------			g kg^{-1}	----------		(H_2O)	(KCl)	dS m^{-1}
628	238	65	70	5,7		6,2	5,7	0,23
±5	±19	±18	±9	±0,5		±0,2	±0,3	±0,05

Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	Soma	CTC	P_2O_5	K_2O
----------			cmol(+) kg^{-1}	----------		---- mg kg^{-1} ----	
3,6	0,6	0,3	0,4	4,9	5,3	126	193
±0,5	±0,1	±0,2	±0,1	±0,3	±0,8	±8	±57

Este solo apresenta concentração de As total de cerca de 9 mg kg^{-1}, medido por um aparelho portátil de fluorescência de raios-X (Skyray Instruments, explorer 9000). O solo foi seco ao ar e crivado por uma malha de 2 mm. Para a realização dos ensaios pesaram-se 10 g deste solo para tubos de centrífuga de 50 mL. Os tubos foram distribuídos em igual número por seis modalidades: Controlo (C), As (A), As + Fe (AF), As + Mn (AM), As + Fe + Mn (AFM) e As + Nódulos (AN). Dado que em estudos anteriores [6], se obtiveram para alguns solos dos arrozais da Lezíria do Tejo concentrações de As de cerca do dobro do do solo usado nos ensaios, adicionou-se o equivalente a 10 mg As kg^{-1} a todas as modalidades (com a letra A) excepto ao controlo (C). Às modalidades com F, M, FM e N foram aplicados 12 mg (equivalente a cerca 5 ton/ha) dos seguintes materiais, respectivamente: ferrihidrite, birnessite, ferrihidrite e birnessite na proporção 1:1 e concreções de Fe-Mn.

A ferrihidrite foi sintetizada de acordo com Smith et al. [8], a birnessite segundo Ching et al. [9] e as concreções de Fe-Mn foram colhidas na zona de Ferreira do Alentejo e sujeitas a moenda prévia à aplicação. Com excepção da modalidade C aplicou-se em cada tubo 5 mL de uma solução de arsenito de sódio equivalente a 0,1 mg As. Após uma hora adicionaram-se 30 mL de água destilada a todos os tubos.

Ao fim de 4 h, 7, 15 e 30 dias colheram-se aleatoriamente quatro réplicas de cada modalidade, que foram centrifugadas a 10.000 rpm durante 10 minutos. Duas das amostras foram utilizadas para medição do potencial redox e do pH e as outras duas foram filtradas (filtros de *nylon* de

0.45 µm) e separadas em duas alíquotas, uma para determinação do As e a outra para determinação do Fe e do Mn, na respectiva solução. As soluções que não puderam ser analisadas imediatamente foram conservadas no frigorífico a 4 °C. A concentração de As foi determinada por espectrofotometria de absorção atómica com câmara de grafite (GF-AAS). As concentrações de Fe e Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atómica de chama (AAS).

Resultados e discussão

No final dos primeiros 30 dias de incubação os valores de Fe determinados na solução de incubação (Fig. 1) foram mais elevados nas modalidades às quais não foram adicionados quaisquer materiais de Fe ou Mn (C e A), enquanto os valores mais baixos foram obtidos nas modalidades com adição de ferrihidrite (AF e AFM).

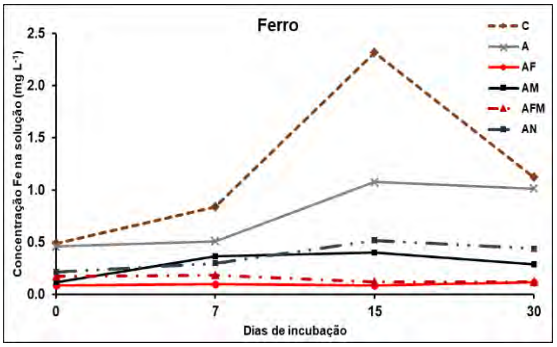


Fig. 1 – Variação da concentração do Fe ao longo dos primeiros 30 dias de incubação. Resultados de incubações em duplicado. Todos os valores com CV<40% excepto para modalidades C (dia 0), A (dia 15) e AM (dia 0). (CV, coef. de variação).

A adição de ferrihidrite ao solo parece ter levado a uma diminuição das formas de Fe na solução aquosa como as observadas nas modalidades C e A (Fig. 1). Este decréscimo também parece ter sido promovido pela adição da birnessite e das concreções de Fe-Mn (AM e AN).

A concentração de Mn em solução apresentou um acréscimo evidente ao fim de 30 dias de incubação quando foi adicionada birnessite de forma isolada (modalidade AM, Fig. 2).

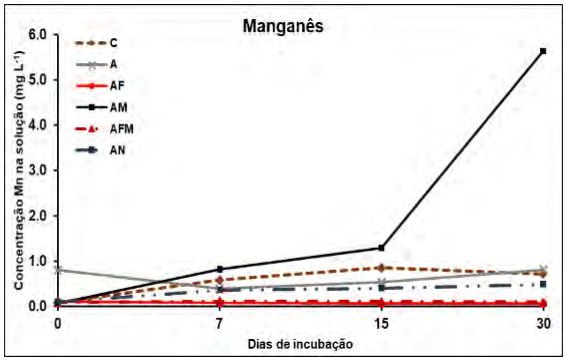


Fig. 2 – Variação da concentração do Mn ao longo dos primeiros 30 dias de incubação. Resultados de incubações em duplicado. Todos os valores com CV<40% excepto para modalidades A (dia 15) e AFM (dias 7 e 15). (CV, coef. de variação).

A concentração de Mn na solução do solo (Fig. 2) das restantes modalidades apresentou um comportamento bastante semelhante ao longo dos primeiros 30 dias de incubação, excepto para o tratamento A no dia zero em que os valores foram mais elevados.

As concentrações de As no final dos primeiros 30 dias de incubação (Fig. 3) foram manifestamente mais baixas nos tratamentos com adição de materiais de Fe e Mn por comparação com a modalidade A. A adição de ferrihidrite ao solo na modalidade AF diminiu a concentração de As na solução do solo, mesmo quando comparada com a modalidade C, cujos valores de As iniciais eram cerca de metade dos observados em outros estudos realizados com solos de arrozais da Lezíria do Tejo [6].

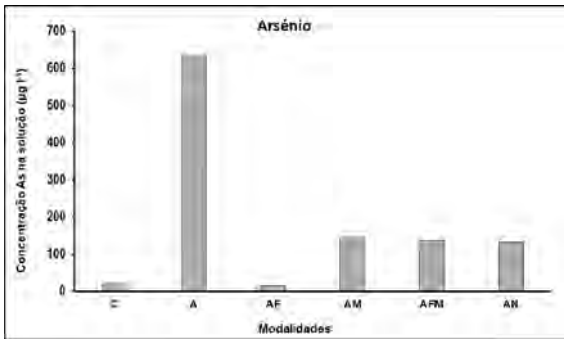


Fig. 3 – Concentração do As após os primeiros 30 dias de incubação. Resultados de incubações em duplicado. Valores com CV<40% excepto para a modalidade A. (CV, coef. de variação).

Conclusões

A utilização de materiais ricos em Fe(III) tem potencial para inibir a disponibilidade do As no solo e, consequentemente, a sua posterior absorção pelas plantas de arroz. Espera-se que as análises em curso dos ensaios realizados com plantas de arroz venham a validar esta hipótese.

Agradecimentos

Este trabalho é co-financiado pela União Europeia através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional, enquadrado no ALENTEJO 2020 (Programa Operacional Regional do Alentejo) através do projeto "Produção de Arroz com baixo teor de arsénio" com a referência ALT20-03-0145-FEDER-000024.

Os autores agradecem: aos Laboratórios Químico Agrícola (LQA) e de Física do Solo (LFS) da Universidade de Évora, pela utilização de equipamento e pelo apoio técnico do seu pessoal; ao centro de Investigação LEAF (FCT Ref. UID/AGR/04129/2013). Agradecem ainda a determinação do As total do solo ao coordenador do projeto "Modelos metalogénicos 3D da zona de Ossa Morena: valorização dos recursos minerais do Alentejo".

Referências bibliográficas

[1] IARC. 2012. International Agency for Research on Cancer. Disponível na internet em (12/03/2018): http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/latest_classif.php

[2] Robberecht H, Van Cauwenbergh R, Bosscher D, Cornelis R, Deelstra H. 2002. Daily dietary total arsenic intake in Belgium using duplicate portion sampling and elemental content of various foodstuffs. European Food Research and Techn. 14: 27-32.

[3] Comissão Europeia. 2015. Regulamento (UE) 2015/1006 da Comissão. Jornal Oficial da União Europeia 26.6.2015. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32015R1006

[4] Singh, R, Singh, S, Parihar, P, Singh, VP, Prasad, SM. 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety 112: 247–270.

[5] Miretzky, P & Cirelli, AF. 2010. Remediation of Arsenic-Contaminated Soils by Iron Amendments: A Review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 40 (2): 93-115.

[6] Nunes, JD, Alexandre, C & Marques da Silva, JR. 2016. Extracção sequencial de arsénio do solo em arrozais da Lezíria do Tejo. In: Com. Ed. VII CICS 2016 / VI CNRD. Solos e Água: fontes (esgotáveis) de vida e de desenvolvimento. Livro de Actas do VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) / VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem, 13-15/09/2016, IPBeja. SPCS: 87-90.

[7] Suda, Aomi & Makino, Tomoyuki. 2016. Functional effects of manganese and iron oxides on the dynamics of trace elements in soils with a special focus on arsenic and cadmium: A review. Geoderma 270: 68–75.

[8] Smith, SJ, Page, K, Kim, H, Campbell, BJ, Boerio-Goates, J, Woodfield, BF. 2012. Novel synthesis and structural analysis of ferrihydrite. Inorganic Chemestry, 51: 6421-6424.

[9] Ching, S, Petrovay, DJ, Jorgensen, ML, Suib, SL. 1997. Sol-gel synthesis of layered birnessite-type manganese oxides. Inorganic Chemestry, 36: 883-890.

Diez años de agricultura de conservación en un suelo Typic Xerofluvent en condiciones semiáridas. I. Efecto sobre el carbono orgánico y particulado del suelo.

Ten-years study of conservation agriculture in a Typic Xerofluvent soil in semiarid conditions. I. Effect on soil organic and particulate carbon.

Sombrero, A* ; Diez, C.; Casta, P.

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. somsacau@itacyl.es

Resumen

La práctica de sistemas de agricultura de conservación como el mínimo laboreo y el no laboreo mejora la calidad del suelo incrementando el contenido de carbono orgánico del mismo. Sin embargo, estos cambios potenciales dependen del tipo de suelo, cultivos y manejo de sistemas. El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de diferentes sistemas de laboreo bajo condiciones semiáridas sobre el contenido de carbono orgánico (SOC) y particulado (C-POM) de un suelo Typic Xerofluvent a lo largo de diez años de estudio desde 2004 hasta 2014 en la finca de Zamadueñas (Valladolid), España. El diseño experimental fue un split-plot con cuatro repeticiones donde el factor principal fue el sistema de laboreo y el subfactor la rotación de cultivos (Barbecho/trigo/cebada/guisante/trigo/cebada). Las técnicas de laboreo fueron: mínimo laboreo (MT) y no laboreo (NT). El laboreo convencional (CT) se consideró como referencia. La concentración de carbono orgánico y particulado aumentaron desde 2004 a 2014 en los quince primeros cm de suelo tanto en MT como en NT mientras que en CT, los valores de estos dos parámetros permanecieron o disminuyeron a lo largo de los diez años de estudio.

Palabras clave: Agricultura de Conservación, mínimo y no laboreo, carbono orgánico y particulado del suelo, secuestro de carbono

Abstract

Conservation Agriculture practices such as minimum tillage and no-till improves soil quality by increasing the organic carbon content. However, these potential changes depend on the type of soil, crops and soil management. The objective of this work was to evaluate the effects of different tillage systems under semi-arid conditions on the soil organic (SOC) and particulate (C-POM) carbon content of a Typic Xerofluvent soil over ten years of study from 2004 to 2014 at the Zamadueñas farm (Valladolid), Spain. The experimental design was a split-plot with four repetitions where the main factor was the tillage system and the subfactor crop rotation (fallow / wheat / barley / pea / wheat / barley). The tillage techniques were: minimum tillage (MT) and no tillage (NT). Conventional tillage (CT) was considered as a reference. The concentration of organic and particulate carbon increased from 2004 to 2014 in the first fifteen cm of soil in both MT and NT while in TC, the values of these two parameters remained or decreased over the ten years of study.

Keywords: Conservation Agriculture, minimum and no tillage systems, soil organic and particulate carbon, carbon sequestration

Introducción

Los sistemas de laboreo de conservación, incluidos en el concepto de "Agricultura de Conservación", tienen una influencia importante sobre la evolución de las propiedades de los suelos y estos sistemas ejercen unos efectos notables, sobre las características físicas, químicas y biológicas de los suelos. Uno de los sumideros terrestres más importantes del almacenamiento de carbono es el suelo. A este respecto, la Agricultura de Conservación podría desempeñar un papel importante en el aumento de carbono. La dinámica del carbono del suelo desempeña un papel crucial en el mantenimiento de la calidad del suelo, mejorando la producción de cultivos y protegiendo el medio ambiente [2]. El carbono orgánico y particulado del suelo son importantes indicadores de su calidad y un aumento de éstos mejora la estructura y reduce la erosión del suelo, incrementa el almacenamiento de agua y nutrientes de la planta, proporciona energía para la fauna del suelo, aumentando su biodiversidad, mejora las cosechas de cultivos y modera el clima [4]. Los efectos del laboreo de conservación sobre la dinámica del carbono orgánico y particulado dependen del tipo de suelo, cultivos y manejo de sistemas. Las rotaciones de cultivo, y la calidad y cantidad de residuos que quedan sobre la superficie del suelo pueden afectar al incremento del contenido de carbono [7]. Además, estas técnicas, MT y NT, suponen un ahorro apreciable de costes de producción [3], lo que puede ser una solución de viabilidad en gran parte de las explotaciones agrícolas de secano. El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia de los sistemas de laboreo MT y NT y como referencia el CT sobre la evolución y contenido de carbono orgánico y particulado en un suelo Typic Xerofluvent a lo largo de diez años de estudio en una zona semiárida de Castilla y León.

Material y métodos

Este estudio fue llevado a cabo desde 2004 hasta 2014 en la finca de Zamadueñas, provincia Valladolid. El suelo está caracterizado como Typic Xerofluvent con una textura franco arcillosa. La precipitación media anual es de 398 mm. El diseño experimental, establecido en el año 2004, fue en split-plot, con cuatro repeticiones. El factor principal fue el sistema de laboreo y el subfactor la rotación de cultivos. Los sistemas de laboreo fueron: MT y NT. La rotación de cultivos fue barbecho/ trigo / cebada /guisante / trigo / cebada). El estudio tuvo un total de 48 parcelas elementales de 180m^2 de superficie. Para tener una referencia con el sistema convencional (CT) se establecieron seis parcelas elementales de 180m^2 con las seis rotaciones citadas anteriormente. Las labores preparatorias se realizaron en otoño: MT, (labor primaria de arado chísel (10 cm de profundidad), cultivador y siembra), NT, (tratamiento de herbicida total, no residual y siembra) y CT (labor de alzado con arado de vertedera (25 cm de profundidad), de cultivador, rodillo y siembra). Los cultivos se sembraron en todos los sistemas el mismo día en noviembre y fueron cebada y trigo de invierno y guisante proteaginoso. Los residuos de cosecha se dejaron sobre la superficie en todos los sistemas de laboreo. La aplicación de abonado y tratamientos fitosanitarias fueron las habituales de la zona.

Antes de las labores preparatorias de otoño, se tomaron tres muestras compuestas de suelo por parcela a las profundidades de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-30 cm en todas las campañas y a partir de 2008 también se tomaron muestras a la profundidad de 30-60 cm. En 2014, debido a la extrema sequedad del suelo no se pudieron tomar muestras a esta profundidad. La determinación del contenido en carbono orgánico se realizó por el método de Walkley-Black (1934) de oxidación húmeda. El carbono particulado del suelo fue analizado mediante el método de Cambardella & Elliot, (1992). La densidad aparente se determinó por el método de cilindro (67.44 cm^3 de volumen) en los mismos intervalos, sistemas de laboreo y años que los determinados en el análisis de carbono. Los contenidos de SOC y de C-POM en

masa de suelo (Mg ha^{-1}) fueron calculados teniendo en cuenta la profundidad y la densidad aparente del intervalo.

Los análisis estadísticos se hicieron considerando el diseño experimental y se realizó análisis de la varianza mediante PROC MIXED de SAS. En la separación de medias se aplicó el test de Tukey aplicando un nivel de significación $P< 0.05$.

Resultados y discusión

En la Fig.1 se observa como la evolución de la concentración de SOC en el suelo fue diferente en cada sistema de laboreo. En general en CT, el contenido de SOC no presentó diferencias significativas ni entre años ni entre profundidades, disminuyendo un 14% en los primeros quince cm de suelo desde 2004 hasta 2014. En MT, el contenido de SOC del suelo aumentó un 44%, 27% y un 18% en 2014 comparado con el año 2004 en los cinco, diez y quince cm de suelo respectivamente. Para estudiar en más profundidad esta distribución a lo largo del perfil del suelo se determina un valor denominado *razón de estratificación* [3], que es un buen indicador de la calidad del suelo y se define como el cociente del contenido en carbono en la superficie y el contenido en carbono de la zona subsuperficial, en nuestro caso: SOC (0-5 cm)/SOC (15-30 cm). Esta razón de estratificación de SOC se puede utilizar como indicador de calidad y se basa en la gran importancia que tiene la materia orgánica en la superficie para controlar el riesgo de erosión, mejorar la infiltración de agua y la conservación de nutrientes [3]. La razón de estratificación en MT de suelo alcanzó una relación de 1.52 en 2014 lo que significó una mejora del suelo respecto a 2006 (1.09). En el sistema de NT, el contenido de SOC del suelo aumentó un 83%, 18% y un 6% en 2014 en los cinco, diez y quince cm de suelo respectivamente y se obtuvo una razón de estratificación de SOC entre 0-5 y 0-30 cm de suelo de 2.19 en 2014 respecto a 2006 (1.25) lo que significó que dejar los residuos sobre la superficie de suelo con este manejo conllevó a una mejora del suelo sobre todo en los primeros cinco cm de suelo. Desde 2006 a 2014, el contenido de SOC fue significativamente mayor en NT que en MT en el intervalo de 0-5 cm de profundidad, De 15-30 cm de profundidad, el contenido de SOC fue similar a lo largo de los años de estudio en los dos sistemas de laboreo.

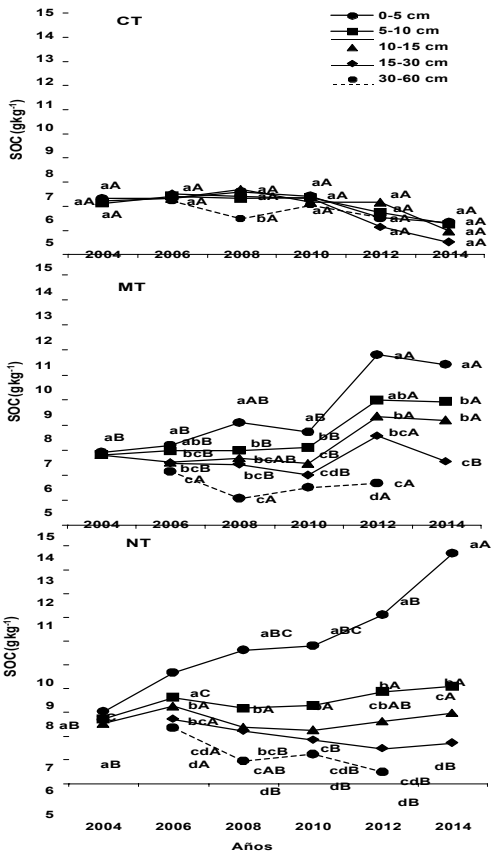


Fig. 1 – Evolución de la concentración de carbono orgánico del suelo (SOC) desde 0 a 60 cm profundidad en tres sistemas de laboreo desde 2004 hasta 2014. CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

El incremento de masa equivalente de SOC desde 2006 hasta 2014 en 0-5 cm de profundidad fue de 3.9 y 2.7 Mg C ha^{-1} en NT y MT respectivamente y en el mismo intervalo, en CT hubo una disminución de 0.99 Mg C ha^{-1} (Fig. 3).

En la Fig. 2 se puede observar como el contenido de C-POM siguió una tendencia similar al de SOC del suelo. En las parcelas de CT, en el contenido de C-POM no hubo diferencias significativas ni entre años ni entre profundidades, disminuyendo un 25 % y un 9 % en los primeros cinco y quince cm de suelo desde 2006 hasta 2014. En el sistema de

MT el contenido de C-POM del suelo aumentó un 79%, 46% y un 24% desde 2006 en los cinco, diez y quince cm de suelo respectivamente. En NT, el contenido de C-POM del suelo aumentó un 57% y un 2% desde 2006 en los cinco y diez cm de suelo respectivamente.

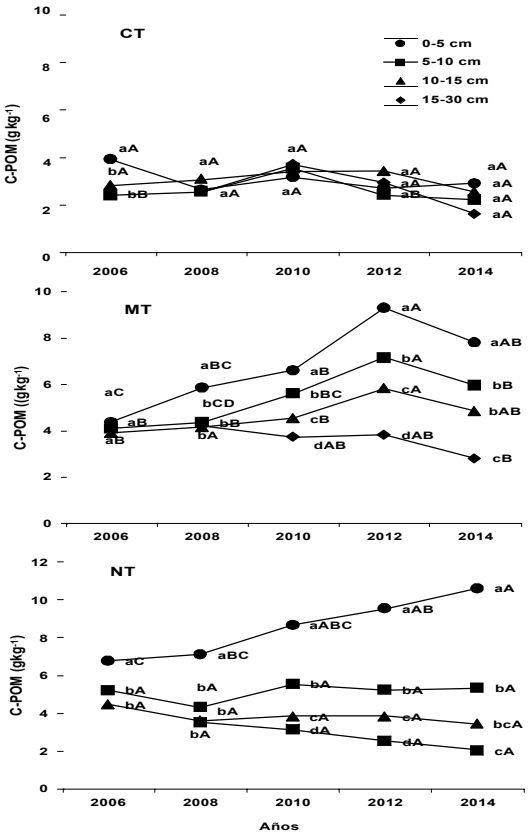


Fig. 2 – Evolución de la concentración de carbono particulado del suelo (C-POM) desde 0 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo desde 2006 hasta 2014. CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

En los sistemas MT y NT, la razón de estratificación entre los intervalos 0-5 y 15-30 cm de suelo fueron de 2.79 y 5.22 respectivamente en 2014 lo que significó una mejora del suelo en estos sistemas conservacionistas. El incremento de masa equivalente de C-POM desde 2008 hasta 2014 en 0-5 cm de profundidad fue de 2.89 y 1.8 Mg -POM ha^{-1} en NT y MT respectivamente. En el mismo intervalo, en CT hubo una disminución de 0.16 Mg C-POM ha^{-1} (Fig. 3).

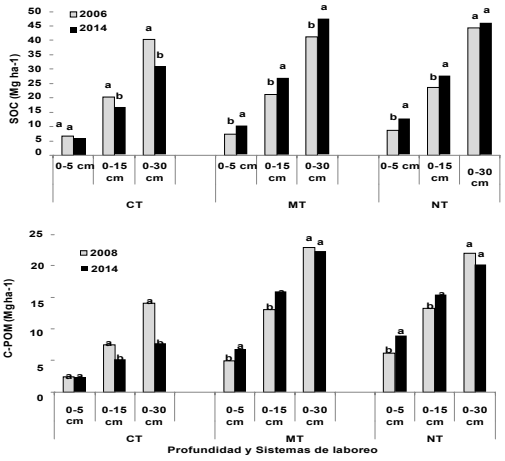


Fig. 3 – Masa equivalente de SOC en 2006 y 2014 y de P-POM (Mg ha^{-1}) en 2008 y 2014 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo. CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con distinta letra son significativamente diferentes entre cada año (α=0,05).

Conclusiones

Diez años de agricultura de conservación han tenido una influencia positiva en la calidad del suelo mejorando los contenidos de SOC y de C-POM en los quince cm de suelo en este tipo de suelo y bajo condiciones semiáridas en Castilla y León. La razón de la estratificación fue mayor en NT que en MT en los primeros cm de suelo.

Agradecimentos

Este estudio fue financiado por los siguientes proyectos: RTA2006-00121-c03-01, RTA2010-00006-C03-01 y RTA 2013-00009-C02-02 del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, proyectos cofinanciados con fondos FEDER.

Referencias bibliográficas

[1]Cambardella CE, Elliot ET. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.

[2] Doran, J.W. and Parkin, T.B. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F.,Stewart, B.A., Eds., Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, 3-21.

[3] Franzluebbers, A.J., 2002. Soil Till. Res. 66, 95–106.

[4] Lal, R. 2007. Soil Till. Res. 96:1-5.

[5] Sombrero, A; Díez, MC, Rodríguez-Bragado, L., Casta
P. 2016. Tierras de Castilla y León. 242. 66- 74.

[6] Walkley, A.; Black, I.A.1934. Soil Science. 37:29-38.

[7]Wright, A.L; Hons, F. M. 2005. Soil Science Society of American Journal. 69. 141 - 147.

SESIÓN 1

Intensificación sostenible de la producción agroforestal

POSTERS

Adsorción-desorción de sulfametoxipiridazina en suelos agrícolas

Sulfamethoxypyridazine sorption-desorption in agricultural soils

Álvarez Esmorís, Cristina[1*], Conde Cid, Manuel[1], Fernández Calviño, David[1], Fernández Sanjurjo, María José[2], Núñez Delgado, Avelino[2], Arias Estévez, Manuel[1], Álvarez Rodríguez, Esperanza[2]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo. * E-mail: cralvarez@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Universidade de Santiago de Compostela

Resumen

La Sulfametoxipiridazina (SMX), perteneciente al grupo de las sulfonamidas, es un antibiótico comunmente utilizado en medicina veterinaria, por lo que puede entrar en el suelo a través de la aplicación de enmiendas orgánicas. Una vez en el suelo, el proceso de adsorción-desorción es el principal mecanismo que determinará su paso a las aguas. El objetivo de este trabajo es estudiar la adsorción y desorción de SMX en suelos agrícolas de diferentes características, realizando para ello experimentos de tipo batch. Los resultados obtenidos indican que la capacidad de adsorción de los suelos aumenta con el contenido en materia orgánica de los mismos. Por otro lado, aquellos suelos que presentan una mayor capacidad de adsorción son los que muestran una menor desorción. En comparación a otros antibióticos, la SMX es débilmente adsorbida por los suelos, por lo que presenta un importante riesgo de lixiviación.

Palabras clave: Sulfametoxipiridazina, sulfonamidas, antibioticos, adsorción-desorción, suelos ácidos.

Abstract

Sulfamethoxypyridazine (SMX) is a sulfonamide antibiotic frequently used in veterinary medicine, which makes easy its transfer to soils through the spreading of organic amendments. Once on the soil, adsorption-desorption processes are the main mechanisms determining its passage to water bodies. Taking this into account, the objective of this work is to shed light on SMX adsorption/desorption taking place in agricultural soils of different characteristics, performing batch type experiments to reach this end. The results indicate that soil adsorption capacity increases with organic matter content, and soils that showed lower desorption were those having higher adsorption capacity. Compared to other antibiotics, SMX is weakly adsorbed by soils, which facilitates leaching and subsequent risks of water pollution.

Keywords: Sulfamethoxypyridazine, sulphonamides, antibiotics, adsorption-desorption, acid soils.

Introducción

La sulfametoxipiridazina (SMX), perteneciente al grupo de las sulfonamidas, es un antibiótico comúnmente utilizado en medicina veterinaria, tanto para propuestas terapéuticas como para promover el crecimiento en ganadería intensiva. Una vez en el suelo, el proceso de adsorción-desorción, el cual depende tanto de las características del compuesto como de las propiedades del suelo, es uno de los principales mecanismos que determinan su persistencia y su transporte, tanto a aguas superficiales como subterráneas, pudiendo así entrar en la cadena alimentaria, lo cual puede suponer un riesgo para la salud pública [1].

A pesar de que ha sido detectada tanto en suelos [2] como en aguas superficiales [3] y subterráneas [4], no son frecuentes los estudios de adsorción-desorción de este compuesto en suelos, por lo que es de especial relevancia realizarlos para conocer su dinámica en el medio ambiente.

El principal objetivo de este trabajo es estudiar la adsorción y desorción de SMX en suelos de diferentes características, para así poder identificar aquellas propiedades del suelo que más influyen en la retención de dicho compuesto.

Material y métodos

Suelos

Para llevar a cabo este estudio se utilizaron horizontes superficiales (0-20 cm) de 20 suelos agrícolas: 10 de viñedo y 10 de cultivo de trigo y patata (concretamente de la comarca de A Limia). Estos suelos son en su mayoría ácidos, oscilando el pH entre 4,1 y 7,3, presentan una CICE comprendida entre 2,98 y 27,70 $cmol_c\ kg^{-1}$ y un contenido de carbono muy variable (0,31-10,92%) (Tabla 1).

Tabla 1. Principales propiedades de los suelos estudiados. La CICE está expresada en $cmol_c\ kg^{-1}$.

	Mínimo (n = 20)	Máximo (n = 20)	Media (n = 20)	Mediana (n = 20)
% N	0,04	0,84	0,28	0,23
% C	0,31	10,92	3,46	2,64
pH (H_2O)	4,08	7,30	5,26	5,28
pH (KCl)	3,42	6,80	4,51	4,32
CICE	2,98	27,70	7,30	5,62
% Al	<0,05	39,97	15,63	15,00
% Arcilla	9	25	19	19
% Limo	14	41	26	26
% Arena	35	70	55	55

Experimentos de adsorción-desorción en equilibrio

Se llevaron a cabo experimentos de tipo batch, donde a 2 *g* de suelo se le añadieron 5 mL de disoluciones de SMX a 7 concentraciones diferentes (entre 2,5 y 50 µM) todas ellas conteniendo $CaCl_2$ 0,005 M como fondo iónico. Estas suspensiones se agitaron a 50 rpm durante 24 h (ya que en estudios previos se ha comprobado que en este tiempo ya se había alcanzado el equilibrio) y se centrifugaron a 4000 rpm durante 15 minutos. Los sobrenadantes resultantes se filtraron (a través de filtros de 0,45 µm) y en ellos se determinó la concentración de SMX mediante HPLC (ver sección 2.3). La cantidad de SMX adsorbida al suelo fue calculada por diferencia entre la concentración inicial y la concentración en el equilibrio (medida en el sobrenadante). Para el estudio de la desorción, las muestras de suelo sometidas previamente al proceso de adsorción se resuspendieron en 5 mL de $CaCl_2$ 0,005 M y se agitaron, centrifugaron, filtraron y analizaron en las mismas condiciones que en el experimento de adsorción. Todos los experimentos se realizaron por triplicado.

Los datos experimentales se ajustaron a los modelos Lineal (Ec. 1) y de Freundlich (Ec. 2):

$$\boldsymbol{q_a = K_d C_{eq}} \qquad \text{Ec. 1}$$

$$q_a = K_F {C_{eq}}^n \qquad \text{Ec. 2}$$

donde q_a (µmol kg^{-1}) y C_{eq} (µM) son la concentración de SMX retenida por el suelo y la concentración de SMX en la disolución en el equilibrio, respectivamente; K_d (L kg^{-1}) es el coeficiente de distribución y K_F (L^n µmol^{1-n} kg^{-1}) y n (adimensional) son los coeficientes de Freundlcih.

Determinación de SMX

La determinación analítica de SMX se llevó a cabo mediante un HPLC (Dionex Corporation, USA) conectado a un detector ultravioleta-visible (UVD170U). Para la separación cromatográfica se utilizó una columna Luna C18 obtenida de Phenomenex (España). Se utilizó un volumen de inyección de 50 µL y un flujo de 1,5 mL. La fase móvil consistió en acetonitrilo y ácido fosfórico 0,01 M. El tiempo total de análisis fueron 15 min. Para la detección se utilizó una longitud de onda de 270 nm.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 2 se muestran los parámetros de los ajustes de las curvas de adsorción de SMX a los modelos Lineal y de Freundlich para los 20 suelos estudiados.

Ambos modelos describieron satisfactoriamente los datos experimentales (R^2 > 0,8 en todos los casos) (Tabla 2). Por otro lado, en la Figura 1, a modo de ejemplo, se pueden observar las curvas de adsorción para 5 de los 20 suelos estudiados. En todos los casos, los trazados fueron prácticamente lineales, como podemos ver por los valores de *n* del modelo de Freundlich, próximos a 1 (Tabla 2), lo que indica que la relación entre las cantidades adsorbida y en disolución se mantiene constante con el incremento de la concentración.

Se obtuvieron valores de K_d comprendidos entre 0,86 y 26 L kg^{-1}, ligeramentes superiores a los observados para otras sulfonamidas (0,6–2,8 L kg^{-1}) [1]. A pesar de esto, la adsorción de SMX a los suelos es mucho menor que la observada para otros grupos de antibióticos, como tetraciclinas (Kd=77,6–2590 L kg^{-1}) o fluoroquinolonas (Kd=8,3–5612 L kg^{-1}) [1].

Tabla 2. Ajustes de las curvas de adsorción a los modelos Lineal y de Freundlich.

Suelo	Lineal		Freundlich		
	K_d	R^2	K_F	n	R^2
1	2,16	0,993	3,8	0,83	0,802
2	2,6	0,993	4,5	0,83	0,998
3	1,91	0,997	3,1	0,86	0,999
4	3,04	0,997	4,9	0,85	0,999
5	4	0,992	7,1	0,81	0,998
6	3,23	0,997	5,4	0,84	0,999
7	1,4	0,976	2,4	0,85	0,981
8	16,5	0,995	16	1,02	0,995
9	1,2	0,967	3,6	0,7	0,987
10	26	0,992	34	0,84	0,997
11	15	0,980	11	1,1	0,977
12	2,9	0,993	5,2	0,82	0,994
13	12,4	0,972	20	0,78	0,980
14	11,2	0,984	18	0,8	0,994
15	0,86	0,985	1,7	0,81	0,990
16	3,9	0,984	8	0,77	0,991
17	8,2	0,985	13	0,81	0,991
18	3,5	0,968	6	0,8	0,971
19	5,4	0,987	8	0,86	0,990
20	9,6	0,986	12	0,9	0,990

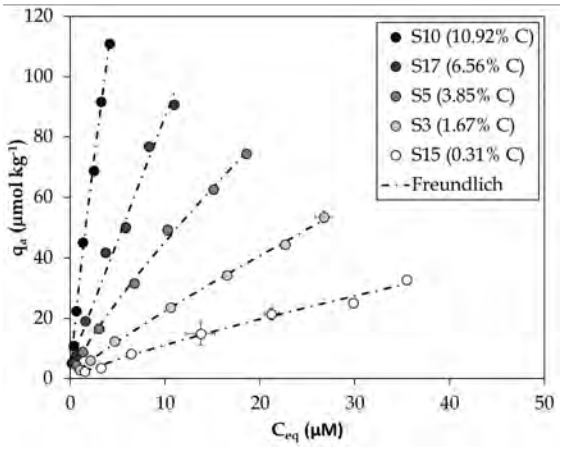


Figura 1. Curvas de adsorción de SMX en 5 de los 20 suelos estudiados.

Tanto K_d como K_F se correlacionaron positiva y significativamente con el porcentaje de carbono (Tabla 3), indicando que los suelos con un mayor contenido en carbono son los que presentan una mayor capacidad de adsorción.

Tabla 3. Valores de r para las correlaciones encontradas. Solamente se muestran aquellas que son significativas. **: p<0,005; *: p<0,05.

	% C	K_d	K_F
% C		0,854**	0,825**
K_d	0,854**		0,943**
K_F	0,825**	0,943**	
% des (C_0=10µM)	-0,449*	-0,475*	-0,503*
% des (C_0=30µM)	-0,680**	-0,718**	-0,725**
% des (C_0=50µM)	-0,684**	-0,739**	-0,737**

Por otro lado, en la Tabla 4 se muestran los resultados de desorción para tres de las siete concentraciones iniciales utilizadas (10, 30 y 50 µM). Los porcentajes de desorción observados oscilaron entre 0 y 31,5%, lo que indica una elevada irreversibilidad, especialmente en los suelos ricos en materia orgánica.

Tabla 4. Desorción de SMX. Los datos se presentan en µmol kg^{-1}, y entre paréntesis se muestran los porcentajes de desorción con respecto al adsorbido inicialmente. C_0: concentración inicial añadida.

Suelos	C_0 (µM)		
	10	30	50
1	3,0 (23,4%)	9,9 (26,2%)	16,2 (28,8%)
2	2,6 (18,9%)	8,6 (21,4%)	14,7 (23,6%)
3	2,2 (17,9%)	7,5 (22,0%)	11,3 (21,1%)
4	2,5 (16,6%)	8,0 (18,7%)	14,2 (19,0%)
5	2,2 (13,3%)	7,7 (15,7%)	14,1 (19,0%)
6	2,1 (13,3%)	7,0 (16,0%)	13,6 (19,6%)
7	1,8 (18,2%)	6,6 (22,5%)	10,9 (25,9%)
8	4,2 (19,9%)	14,6 (22,7%)	22,6 (21,4%)
9	0,0 (0,0%)	7,5 (24,9%)	10,8 (26,3%)
10	0,8 (3,6%)	3,3 (4,7%)	6,1 (5,5%)
11	0,1 (0,7%)	2,0 (3,2%)	4,6 (4,5%)
12	2,3 (15,0%)	7,7 (18,6%)	10,5 (15,7%)
13	1,6 (7,3%)	5,7 (7,2%)	8,8 (8,6%)
14	1,6 (7,5%)	6,1 (9,9%)	10,4 (10,5%)
15	2,2 (26,8%)	6,7 (31,3%)	10,4 (31,5%)
16	1,3 (6,2%)	8,4 (17,4%)	13,8 (18,5%)
17	1,6 (8,4%)	5,8 (11,6%)	11,4 (12,6%)
18	2,6 (16,5%)	8,8 (23,5%)	14,8 (20,7%)
19	1,7 (9,7%)	6,4 (14,4%)	11,7 (14,5%)
20	1,3 (6,6%)	5,3 (10,3%)	8,4 (9,0%)

Además, se observó una correlación negativa y significativa entre el porcentaje de desorción y el porcentaje de carbono (Tabla 3), indicando que los suelos con un mayor contenido en materia orgánica son los que presentan una menor desorción de SMX.

Las constantes de adsorción K_d y K_F también se correlacionaron negativa y significativamente con los porcentajes de desorción, indicando que la adsorción no es un proceso fácilmente reversible.

Conclusiones

El proceso de adsorción y desorción de SMX en los suelos estudiados dependió fundamentalmente del contenido en materia orgánica de los mismos, de manera que los suelos con un mayor contenido de carbono son los que presentaron una mayor capacidad de adsorción y una menor desorción. Además, la retención de SMX a los suelos es muy baja en comparación a otros antibióticos, indicando un importante riesgo de lixiviación de este compuesto.

Agradecimentos

Manuel Conde Cid posee una ayuda predoctoral FPU (FPU15/02820) y David Fernández Calviño un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio Español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Sarmah, A.K., Meyer, Boxall, A.B.A. 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (Vas) in the environment. Chemosphere 65: 725-759.

[2] García-Galán, M.J., Díaz-Cruz, S., Barceló, D. 2013. Multiresidue trace analysis of sulfonamide antibiotics and their metabolites in soils and sewage sdulge by pressurized liquid extraction folowed by liquid chromatography-electrospray-quadrupole linear ion trap mass spectrometry. Journal of Chromatography A. 1275: 32-40.

[3] Iglesias, A., Nebot, C., Vázquez, B.I., Miranda, J.M., Abuín, C.M.F., Cepeda, A. 2014. Detection of veterinary drug residues in surface waters collected nearby farming areas in Galicia, North of Spain. Environ. Sci. Pollut. Res. 21: 2367-2377.

[4] Yao, L., Wang, Y., Tong, L., Li, Y., Deng, Y., Guo, W., Gan, Y. 2015. Seasonal variation of antibiotics concentration in the aquatic environment: a case study at Jianghan Plain, China. Science of the Total Environment 527-258: 56-64.

Cinéticas y capacidad de adsorción de sulfametoxipiridazina, enrofloxacina y doxiciclina en suelos agrícolas

Sulfamethoxypyridazine, enrofloxacin and doxycycline adsorption kinetics on agricultural soils

Álvarez Esmorís, Cristina[1*], Conde Cid, Manuel[1], Nóvoa Muñoz, Juan Carlos[1], Fernández Sanjurjo, María José[2], Núñez Delgado, Avelino[2], Arias Estévez, Manuel[1], Álvarez Rodríguez, Esperanza[2]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo. * E-mail: cralvarez@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Universidade de Santiago de Compostela

Resumen

Los antibióticos veterinarios son catalogados como contaminantes emergentes cuando se encuentran en excretas, debido a su uso en ganadería. Una vez en el suelo, la adsorción es uno de los principales mecanismos que determinará su movilidad y, por tanto, su paso a aguas superficiales y subterráneas. En este trabajo se estudiaron las cinéticas y la capacidad de adsorción de los antibióticos sulfametoxipiridazina (SMX), enrofloxacina (ENR) y doxiciclina (DC) en 2 suelos agrícolas. Los resultados obtenidos mostraron que la velocidad de adsorción fue mayor en el suelo de viñedo (suelo 2) que en el suelo con rotación patata-trigo (suelo 1) para los tres antibióticos. Por otro lado, ENR fue el antibiótico que más rápidamente se adsorbió, seguido por DC y SMX, respectivamente. Además, DC y ENR presentaron mayores porcentajes de adsorción que SMX, adsorbiéndose al final del ensayo el 93 y 91% de DC y ENR, respectivamente, en el suelo 1, mientras que de SMX solo se adsorbió un 36% (suelo 1) de lo añadido. Por lo tanto, SMX sería el antibiótico con mayor movilidad en los suelos estudiados, lo que potencialmente implicaría un mayor riesgo para la salud pública.

Palabras clave: cinéticas de adsorción, sulfametoxipiridazina, enrofloxacina, doxiciclina, suelos agrícolas.

Abstract

Veterinary antibiotics are considered as emerging contaminants when spread in excreta due to their broad use in intensive farming. When antibiotics reach soil, adsorption is one of the main mechanisms determining its mobility and, therefore, its passage to surface- and ground-water. In this work, kinetics and adsorption capacity of the antibiotics sulfamethoxypyridazine (SMX), enrofloxacin (ENR) and doxycycline (DC) were studied for 2 agricultural soils. The results showed that adsorption was faster on the vineyard soil (soil 2) than on the potato/wheat soil (soil 1) for the three antibiotics. On the other hand, ENR was the antibiotic with the most rapid adsorption, followed by DC and SMX. In addition, DC and ENR had higher percentages of adsorption than SMX, with 93 and 91% of DC and ENR, respectively, being adsorbed at the end of the experiment, on soil 1, while SMX adsorbed 36% (soil 1) of the concentration added. Therefore, SMX would be the antibiotic with the greatest mobility in the studied soils, which could imply a greater risk to public health.

Keywords: adsorption kinetics, sulfametoxypyridazine, enrofloxacin, doxycycline, agricultural soils.

Introducción

Los antibióticos veterinarios son suministrados de forma masiva tanto para fines terapéuticos como para provomer el crecimiento en ganadería intensiva, y han sido recientemente catalogados como contaminantes emergentes. Estos compuestos entran en el suelo principalmente a través de la aplicación de enmiendas orgánicas. Su movilidad y transporte hacia aguas superficiales y subterráneas depende fundamentalmente de su adsorción por los componentes del suelo, que depende tanto de las propiedades fisicoquímicas de los compuestos como de las características intrínsecas del suelo [1]. Además, la interaccion antibióticos/suelo también está muy condicionada por su cinética.

El objetivo de este trabajo es estudiar las cinéticas de adsorción de tres antibióticos en dos suelos agrícolas de diferentes características. Para ello se seleccionó una tetraciclina (doxiciclina, DC), una sulfonamida (sulfametoxipiridazina, SMX) y una quinolona (enrofloxacina, ENR). El motivo de la elección de estos grupos de antibióticos es que se encuentran entre los más consumidos en la Unión Europea. Así, en el año 2013, las tetraciclinas supusieron un 36,6% del consumo total de antibióticos veterinarios, mientras que las sulfonamidas un 10,5% y las quinolonas un 2,5% [2].

Material y métodos

Suelos

Para la realización de este estudio se han utilizado horizontes superficiales (0-20 cm) de dos suelos agrícolas, uno con rotación de trigo y patata recogido en la comarca de A Limia (suelo 1, S1), y otro de viñedo recogido en la denominación de origen Rías Baixas (suelo 2, S2). Como se ve en la Tabla 1, el suelo 1 presenta una textura franco arcillo-arenosa, un pH ácido (4,8), un bajo contenido en carbono (1,07%) y una baja CICe (4,08 $cmol_c\ kg^{-1}$). El suelo 2 tiene una textura franco arenosa, un pH neutro (7,0), un mayor contenido en carbono (6,56%) y una CICe considerablemente más elevada (27,7 $cmol_c\ kg^{-1}$).

Tabla 1. Propiedades principales de los suelos estudiados. La CICe está expresada en $cmol_c\ kg^{-1}$.

Suelo	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	pH_{H2O}	C (%)	CICe
1	21	14	65	4,8	1,07	4,08
2	15	27	58	7,0	6,56	27,7

Diseño experimental

Las cinéticas de adsorción se estudiaron mediante experimentos tipo batch a diferentes tiempos de contacto (1, 2, 4, 6, 8, 12, 16, 24 y 48 h). En el caso de la SMX se usó una relación 1:2,5 (sólido: líquido) y una concentración inicial de 50 µM, mientras que para la ENR y la DC la relación utilizada fue 1:40 y la concentración inicial fue de 50 y 200 µM, respectivamente. Todas las disoluciones contenían $CaCl_2$ 0,005 M como fondo iónico. Una vez transcurrido cada uno de los diferentes periodos de contacto, las suspensiones se centrifugaron a 4000 rpm durante 15 min, se filtraron (a través de filtros de nylon de 0,45 µm) y se analizaron a través de un HPLC (Dionex Corporation, Sunnyvale, USA) conectado a un detector ultravioleta-visible (UVD170U). Para la separación cromatográfica se utilizó una columna Luna C18 obtenida de Phenomenex (Madrid, España). Se utilizó un volumen de inyección de 50 µL y un flujo de 1,5 mL min^{-1}. En el caso de SMX y de ENR la fase móvil consistió en acetonitrilo y ácido fosfórico 0,01 M, mientras que para DC la fase móvil estaba compuesta de acetonitrilo y ácido oxálico 0,02 M/ trietanolamina 0,01 M. Se utilizó una longitud de onda de 270 nm para la detección de SMX y ENR y de 360 nm para la detección de DC. El antibiótico adsorbido se calculó por diferencia entre el añadido inicialmente y el presente en la disolución después del correspondiente tiempo de contacto. Los ensayos se llevaron a cabo por triplicado.

Los datos experimentales se ajustaron al modelo de pseudo primer-orden:

$$q_a = q_e(1 - e^{-kt})$$

donde q_a (µmol kg^{-1}) es la cantidad de antibiótico adsorbida al suelo en el momento t (horas); q_e (µmol kg^{-1}) es la cantidad adsorbida al suelo una vez alcanzado el equilibrio; y k (h^{-1}) es la constante de velocidad de pseudo primer-orden.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestran los resultados de las cinéticas de adsorción para los tres antibióticos en los dos suelos estudiados.

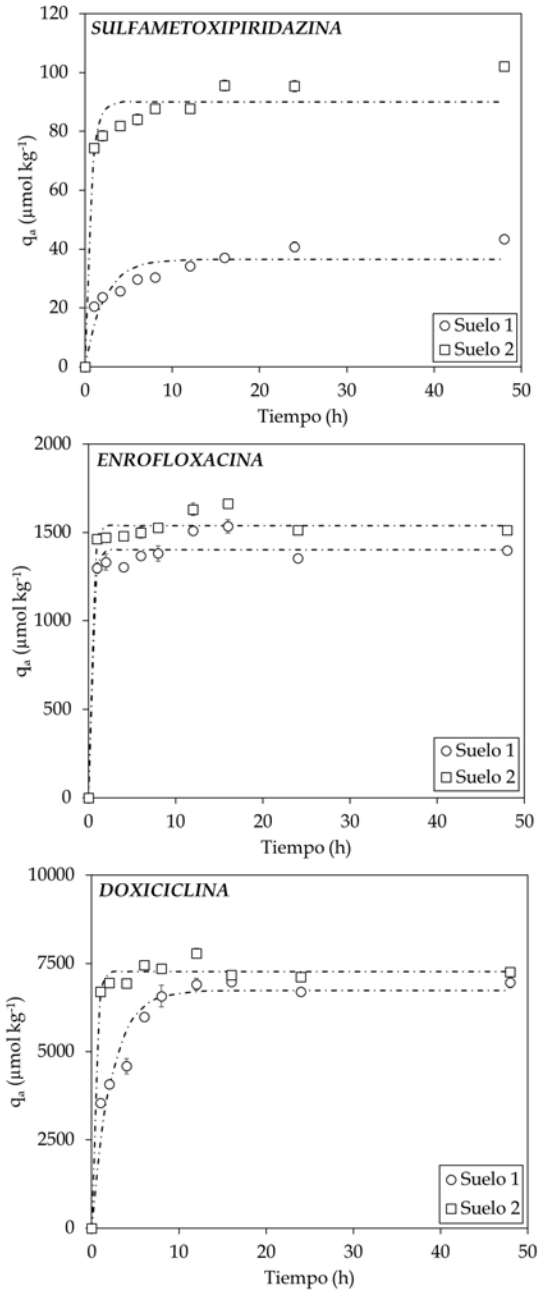


Figura 1. Cinéticas de adsorción de sulfametoxipiridazina, enrofloxacina y doxiciclina en los dos suelos estudiados. *qa*: cantidad de antibiótico adsorbida al suelo expresada en µmol kg^{-1}.

Por otro lado, en la Tabla 2 se muestran los parámetros cinéticos del ajuste al modelo de pseudo primer-orden, el cual describió satisfactoriamente los datos experimentales, a juzgar por los valores de R^2, que fueron estadisticamente significativos y superiores a 0,866 en todos los casos.

Tabla 2. Parámetros de los ajustes de las cinéticas de adsorción al modelo de pseudo-primer orden. S1: suelo 1; S2: suelo 2.

	Pseudo primer-orden		
SMX	k (h^{-1})	q_e (µmol kg^{-1})	R^2
S1	0,5	37	0,867
S2	1,5	90	0,949
ENR	k (h^{-1})	q_e (µmol kg^{-1})	R^2
S1	2,5	1400	0,974
S2	3	1538	0,984
DC	k (h^{-1})	q_e (µmol kg^{-1})	R^2
S1	0,45	6736	0,948
S2	2,5	7266	0,989

Como se puede observar (Tabla 2), la velocidad de adsorción fue mayor en el suelo 2 que en el suelo 1 para los tres antibióticos. Por otro lado, ENR fue el compuesto que presentó una mayor velocidad de adsorción, seguido de DC y, finalmente, SMX (Figura 1, Tabla 2). Así, en el caso de ENR, tras un periodo de contacto de 1 hora ya se había alcanzado el 93 y 97% de la adsorción observada en el equilibrio, para el suelo 1 y 2, respectivamente. A las 8 horas de contacto, ya se había alcanzado el equilibrio en ambos suelos, no incrementándose la adsorción significativamente. Por otro lado, la velocidad de adsorción de la DC fue mucho mayor en el suelo 2 (K = 2,5 h^{-1}) que en el suelo 1 (K = 0,45 h^{-1}) (Tabla 2). De hecho, en el suelo 1, tras una hora de contacto, solamente se observó una adsorción de un 51% con respecto a la cantidad máxima adsorbida, mientras que para el suelo 2, ya se había alcanzado un 92%. Además, para el suelo 2, el equilibrio se alcanzó transcurridas 6 h, mientras que para el suelo 1 fueron necesarias 12 h. Finalmente, para la SMX, parece no haberse alcanzado el equilibrio hasta transcurridas 24 horas de contacto (Figura 1).

Como se puede observar por los valores de q_e (cantidad de antibiótico adsorbida en el equilibrio, Tabla 2), el suelo 2, además de mostrar una mayor velocidad de adsorción, también presentó una mayor capacidad de adsorción para los tres antibióticos estudiados. Esto puede ser debido a que presenta una CICe considerablemente más elevada y un mayor contenido de carbono con respecto al suelo 1 (Tabla 1). En este sentido, el efecto de la materia orgánica y de la CICe en la adsorción de antibióticos fue observado por diversos autores [3-4].

Tabla 3. Porcentajes de adsorción con respecto a la cantidad de antibiótico inicialmente añadida. S1: suelo 1; S2: suelo 2.

t (h)	SMX		ENR		DC	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2
1	17	60	82	92	43	81
2	20	65	85	95	50	86
4	21	68	85	96	61	93
6	25	70	87	97	75	95
8	25	72	88	97	87	96
12	29	74	90	98	84	96
16	30	78	89	98	95	97
24	34	80	89	98	90	97
48	36	84	91	99	93	97

Como se puede observar en la Tabla 3, DC y ENR son los que presentaron una mayor adsorción en los dos suelos. Así, para el suelo 2, al tiempo máximo del experimento (48 h), prácticamente la totalidad de DC y ENR añadidos inicialmente fue adsorbida, mientras que en el suelo 1, los porcentajes de adsorción fueron de un 93 y de un 91% para DC y ENR, respectivamente. Sin embargo, en el caso de SMX, tras 48 h de contacto, solamente un 36% (suelo 1) y un 84% (suelo 2) del antibiótico añadido inicialmente fue adsorbido. En este sentido, diferentes autores han observado una adsorción a suelos mucho mayor para tetraciclinas y quinolonas que para sulfonamidas [1], lo cual coincide con nuestros resultados.

Conclusiones

El suelo de viñedo, el cual tiene un mayor contenido de carbono y una CICe más elevada, presentó tanto una mayor velocidad como una mayor capacidad de adsorción que el suelo con rotación patata-trigo para los tres antibióticos estudiados. ENR fue el compuesto que más rápidamente se adsorbió a los suelos, seguido por DC y, finalmente, SMX. Por lo tanto, SMX parece ser el antibiótico más móvil de los tres estudiados, pudiendo transportarse más fácilmente a las aguas superficiales y subterráneas, especialmente en los suelos con bajo contenido en materia orgánica y baja CICe.

Agradecimentos

Manuel Conde Cid posee una ayuda predoctoral FPU (FPU15/02820) financiada por el Ministerio Español de Educación, Deporte y Cultura.

Referencias bibliográficas

[1] Pikkemaat, M.G., Yassin, H., van der Fels-Klerx, H.J., Berendsen, B.J.A., 2016. Antibiotic residues and resistance in the environment. RIKILT report 2016.009. RIKILT Wageningen UR, Wageningen, Netherlands.

[2] Carvalho, I.T., Santos, L. 2016. Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario. Environment International. 94: 736-757.

[3] Figueroa-Diva, R.A., Vasudevan, D., Mackay, A.A. 2010. Trends in soil sorption coefficients within common antimicrobial families. Chemosphere. 79: 786-793.

[4] Du, L., Liu, W. 2012. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. Agron. Sustain. Dev. 32: 309-327.

Transporte de sulfadiazina en suelos agrícolas con distintos contenidos de materia orgánica

Sulfodiazine transport in agricultural soils with different organic matter contents

Conde Cid, Manuel[1], Fernández Calviño, David[1], Nóvoa Muñoz, Juan Carlos[1], Arias Estévez, Manuel[1*], Fernández Sanjurjo, María J.[2], Núñez Delgado, Avelino[2], Álvarez Rodriguez, Esperanza[2]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo.
* E-mail: mastevez@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela

Resumen

La sulfadiazina (SDZ), perteneciente al grupo de las sulfonamidas, es uno de los principales antibióticos utilizados en medicina veterinaria. Una vez suministrada a los animales, hasta un 90% de dicho antibiótico es excretado como compuesto original, llegando al suelo a través de la aplicación de enmiendas orgánicas. Debido a que presenta una baja adsorción a los suelos, puede pasar fácilmente a las aguas superficiales y subterráneas, suponiendo así un problema para la salud pública. En este trabajo se estudió el transporte de SDZ en cinco suelos ácidos, con distinto contenido en materia orgánica y diferente capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE). La retención de SDZ en los suelos fue baja, y aumentó progresivamente con el contenido en materia orgánica y con la CICE. También se observó un efecto del pH, produciéndose una mayor retención de SDZ en los suelos más ácidos. Los resultados indican que el proceso de intercambio iónico es un mecanismo importante en la adsorción de este compuesto en los suelos estudiados. La retención de sulfadiazina fue totalmente reversible en la mayoría de los casos, indicando un alto potencial contaminante de este compuesto, especialmente en suelos con baja CICE y con un pobre contenido en materia orgánica.

Palabras clave: Sulfadiazina, antibióticos veterinarios, transporte, columnas de suelo

Abstract

Sulfadiazine (SDZ) is an antibiotic included in the group of sulfonamides, and is one of the main antibiotics used in veterinary medicine. Up to 90% of this antibiotic is excreted as the original compound supplied to animals, reaching the soil through the spreading of organic amendments. Because of its low adsorption to soils, it can easily enter surface- and ground-water, thus posing a problem for public health. In this work, we studied the transport of SDZ in five acidic soils, with different organic matter content and different effective cation exchange capacity (eCEC). SDZ retention on soils was low, although progressively increasing with organic matter content and with eCEC. An effect of pH was also observed, giving greater SDZ retention for more acid soils. The results indicate that cationic exchange is an important process in SDZ adsorption on the studied soils. The retention of sulfadiazine was totally reversible in most cases, indicating a high polluting potential, especially in soils with low eCEC and with low organic matter content.

Keywords: Sulfadiazine, veterinary antibiotics, transport, soil columns

Introducción

Los antibióticos veterinarios son ampliamente utilizados a nivel mundial como agentes terapéuticos, como promotores del crecimiento y para mejorar la eficacia en la alimentación [1]. Una gran proporción de los mismos son pobremente absorbidos en los intestinos de los animales, por lo que hasta un 90% de ellos pueden ser excretados como compuesto original, llegando al suelo a través de la aplicación de enmiendas orgánicas [2]. Una vez en el suelo, en función de su movilidad y persistencia, pueden alcanzar aguas superficiales y subterráneas, entrando así en la cadena alimentaria [3].

Las sulfonamidas constituyen uno de los grupos de antibióticos más comúnmente utilizados en medicina veterinaria, suponiendo un 10,5% de las ventas totales en la Unión Europea. Dentro de este grupo, la sulfadiazina (SDZ) es uno de los más usados. Debido a que presenta una adsorción muy baja a los suelos (K_d = 1,4 – 2,8 L kg^{-1}) es consi-derada uno de los antibióticos más móviles, por lo que es frecuentemente detectada en aguas superficiales y subterráneas, suponiendo así un problema para la salud pública [1][3].

El objetivo de este trabajo es identificar las características del suelo que tienen una mayor influencia en la retención de SDZ a través de experimentos de transporte en columnas, lo que nos permitirá reconocer aquellos suelos de mayor vulnerabilidad.

Material y métodos

Suelos

Para llevar a cabo el estudio se utilizaron cinco suelos agrícolas procedentes de la comarca de A Limia (Ourense), dónde se practica una agricultura intensiva de patata y trigo. Los cinco suelos son ácidos (pH_{agua} entre 4,5 y 5,1), presentan una textura franco-arcillosa y tienen un contenido variable de carbono (1,12-10,92%) y de CICE (4,25–11,65 $cmol_c\ kg^{-1}$) (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades generales de los suelos estudiados. La CICE está expresada en $cmol_c\ kg^{-1}$.

Suelo	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH_{H2O}	C (%)	CICE
S1	61	18	21	5,1	1,12	4,25
S2	59	18	23	5,0	2,14	5,29
S3	43	30	27	5,1	3,75	6,82
S4	45	32	23	4,7	5,32	11,65
S5	59	16	25	4,5	10,92	11,64

Experimentos de transporte

El transporte de SDZ se estudió mediante columnas de vidrio de laboratorio orientadas verticalmente, de 50 mm de longitud y 25 mm de diámetro interno, conectadas a una bomba peristáltica (Gilson Minipuls 3), la cual, a su vez, está conectada a través de una válvula de tres vías a botellas con agua destilada, disolución de Br^- 10 mM, disolución de SDZ 10 µM en $CaCl_2$ 0,005 M como fondo iónico y disolución de $CaCl_2$ 0,005 M. Las columnas se rellenaron con 20-30 g de suelo y se acondicionaron saturándolas con agua destilada a un flujo de 3 mL h^{-1} durante tres días. Pasado este período se pasó una disolución de Br^- 10 mM, que actúa como trazador inerte, con el mismo flujo y durante 8 horas. A continuación, se introdujo la disolución de SDZ durante 8 horas y a un flujo de 3 mL h^{-1}. Finalmente se pasó una disolución de $CaCl_2$ 0.005 M durante 24-48 horas para observar el patrón de liberación de SDZ previamente adsorbida. A la salida de la columna se recogieron muestras de la disolución a intervalos de 30 minutos mediante un colector de fracciones (Gilson FC 203 B) y se determinó la concentración de SDZ mediante HPLC (ver sección 2.3). La determinación del bromuro (Br^-) se llevó a cabo mediante un analizador automático de flujo segmentado (Bran Luebbe Auto Analyzer). Las curvas de penetración obtenidas (concentración relativa de SDZ a la salida de la columna frente al volumen de poros) se analizaron utilizando el método de análisis de momentos [4], calculándose los siguientes parámetros descriptivos: el primer momento normalizado (τ), que representa el tiempo medio de salida de SDZ de la columna, y el factor de retardo relativo (*R)* con respecto

al trazador inerte (Br^-), calculado de la siguiente manera:

$$R = \frac{\tau_{SDZ}}{\tau_{Br}}$$

Tabla 2. Resumen de las condiciones de trabajo de las columnas. VP_0: duración del pulso del antibiótico expresado en volúmenes de poros; VP_f: número total de volúmenes de poros del experimento.

Suelo	Masa suelo (g)	Densidad aparente (g cm^{-3})	Volumen de poros (cm^3)	VP_0	VP_f
S1	32,30	1,32	11,80	2,03	14,11
S2	33,71	1,37	13,03	1,84	10,82
S3	28,01	1,14	14,83	1,62	11,63
S4	21,35	0,87	15,48	1,55	14,05
S5	20,70	0,84	15,50	1,55	10,26

Análisis de sulfadiazina

La determinación analítica de SDZ se llevó a cabo mediante un HPLC (Dionex Corporation, Sunnyvale, USA) equipado con una bomba cuaternaria (P680), un muestreador automático (ASI-100), un compartimento termostatizado para la columna (TCC-100) y un detector ultravioleta-visible (UVD170U). La separación cromatográfica se llevó a cabo en una columna Luna C18 obtenida de Phenomenex (Madrid, España). Se utilizó un volumen de inyección de 50 µL y un flujo de 1,5 mL. La fase móvil consistió en acetonitrilo y ácido fosfórico 0,01 M. El tiempo total de análisis fueron 15 min, con un tiempo de retención de 5,2 min. Para la detección se utilizó una longitud de onda de 270 nm.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestran las curvas de penetración de SDZ obtenidas a partir de los experimentos de transporte en columnas. En todos los casos se observó un retraso en la salida del antibiótico con respecto al trazador inerte (Br^-), por lo que podemos afirmar que se produjo una retención de SDZ en los cinco suelos estudiados. Como podemos observar por la forma de las curvas de penetración, los suelos con menor contenido en materia orgánica y baja CICE dieron lugar a curvas estrechas y altas (poca retención), mientras que los suelos más ricos en materia orgánica y con una CICE más elevada dieron lugar a curvas más alargadas y planas (características de una mayor retención).

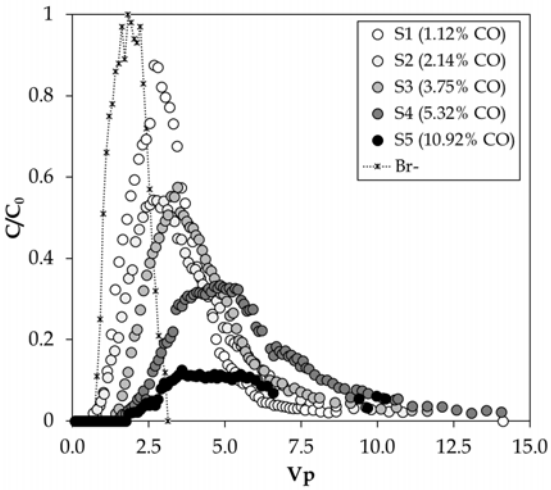


Figura 1. Curvas de penetración de Sulfadiazina para los cinco suelos estudiados.

Los parámetros descriptivos de las curvas de penetración confirman dichas observaciones (Tabla 3). Para los cinco suelos estudiados, el factor de retardo (*R*), fue superior a 1, confirmando que la SDZ salió con retraso con respecto al trazador inerte (Br^-).

Tabla 3. Parámetros descriptivos de las curvas de penetración para los cinco suelos estudiados. τ: primer momento normalizado; *R*: factor de retardo con respecto al trazador inerte (Br^-).

Suelo	% de SDZ retenida	Cantidad de SDZ retenida (µmol kg^{-1})	τ (VP)	*R*
S1	0	0	3,2	1,6
S2	0	0	3,5	1,7
S3	0	0	4,0	2,2
S4	0	0	5,3	2,9
S5	60	7,1	5,4	2,5

Además, se observó una correlación positiva entre el tiempo medio de salida de SDZ (τ) y la CICE (R^2=0,998), así como entre τ y el %C (R^2=0,766), confirmando que tanto la CICE como la materia orgánica contribuyen a la retención de SDZ. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por otros autores, los cuales observaron también una contribución positiva de la CICE [5] y

de la materia orgánica [5-7] en la adsorción de sulfonamidas. Estos autores observaron también que el contenido en arcilla constituye a menudo una de las propiedades del suelo que más influencia tiene en la adsorción de dichos compuestos. En este trabajo no se encontró una correlación entre la retención de SDZ y el contenido en arcilla de los suelos, posiblemente debido a que los 5 suelos estudiados presentaron una baja variabilidad en el contenido de dicha fracción (21 – 27%, Tabla 1).

Por otro lado, se observó una correlación negativa entre τ y el pH (R^2=0,824), sugeriendo que la retención de SDZ aumenta a medida que disminuye el pH. Esto puede ser explicado por el carácter anfótero de la molécula de SDZ que a pHs ácidos predomina la forma SDZ^0 y en menor proporción SDZ^{+1} y a pHs básicos predomina la forma SDZ^{-1}. Por lo tanto, a medida que decrece el pH aumenta la proporción de especies cargadas positivamente con lo que se favorece una interacción electrostática con las cargas negativas del suelo, a pesar de que al decrecer el pH del suelo también disminuyen dichas cargas negativas, fundamentalmente en suelos con predominio de carga variable, como es el caso de suelos con altos contenidos de materia orgánica. Diversos autores también encontraron este efecto del pH para varias sulfonamidas en el sentido de aumentar la retención al disminuir el pH [7-9].

A pesar de la retención de SDZ observada en los cinco suelos estudiados, cabe señalar que, en la mayoría de los casos, dicha retención es totalmente reversible, excepto en el suelo con un mayor contenido de materia orgánica, en el cual se produjo una retención de un 60% (Tabla 3). Por lo tanto, dicha retención es debida a interacciones de carácter electrostático y, probablemente, el proceso de intercambio iónico es el principal mecanismo de adsorción de dicho compuesto en los cinco suelos estudiados.

Conclusiones

La retención del antibiótico SDZ por los suelos estudiados dependió fundamentalmente de la CICE, del pH y del contenido en materia orgánica de los mismos. La retención del antibiótico en las condiciones de los experimentos de transporte fue totalmente reversible, excepto en el suelo con un mayor contenido de materia orgánica, lo que sería indicativo de un alto riesgo de lixiviación para este compuesto, en especial en suelos pobres en materia orgánica y con baja CICE.

Agradecimentos

Estudio financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad: proyectos CGL2015-67333-C2-1-R y -2-R (Fondos FEDER). Manuel Conde Cid posee una ayuda predoctoral FPU (FPU15/02820) y David Fernández Calviño un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio Español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Sarmah, A.K., Meyer, Boxall, A.B.A. 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (Vas) in the environment. Chemosphere 65: 725-759.

[2] Kumar, K., Gupta, S.C., Chander, Y., Singh, A.K. 2005. Antibiotic use in agriculture and its impact on the terrestrial environment. Advances in Agronomy 87: 1-54.

[3] Carvalho, I.T., Santos, L. 2016. Antibiotics in the aquatic environments: A review of the European scenario. Environment International 94: 736-757.

[4] Stagnitti, F., Allinson, G., Morita, M., Nishikawa, M., Hirata, H. 2000. Temporal moments analysis of preferential solute transport in soils. ENVIRON. MODEL. ASSESS. 5: 229-236.

[5] Leal, R.M.P., Alleoni, L.R.F., Tornisielo, V.L., Regitano, J.B. 2013. Sorption of fluoroquinolones and sulfonamides in 13 Brazilian soils. Chemosphere 92: 979-985.

[6] Doretto, K.M., Rath, S. 2013. Sorption of sulfadiazine on Brazilian soils. Chemosphere 90: 2027-2034.

[7] Lertpaitoonpan, W., Ong, S.K., Moorman, T.B. 2009. Effect os organic carbon and pH on soil sorption of sulfamethazine. Chemosphere 76: 558-564.

[8] Park, J.Y., Huwe, B. 2016. Effect of pH and soil structure on transport of sulfonamides antibiotics in agricultural soils. Environmental Pollution. 213: 561-570.

[9] Liu, Z., Han, Y., Jing, M., Chen, J., 2017. Sorption and transport of sulfonamides in soils amended with wheat straw-derived bioachar: effects of water pH, coexistence copper ion, and dissolved organic matter. J. Soils Sediments. 17: 771-779.

CICS2018

Risk assessment of P losses and soil P status of vineyard soils from the *Douro Valley* and *Vinhos Verdes* regions

Avaliação do risco de perdas e status de P em solos vitícolas das regiões do Vale do Douro e Vinhos Verdes

Bajouco, Rui[1*]; Almeida, Vanessa[1]; Castro, Marisa[1], Fraga, Irene[2] and Coutinho, João[1]

[1] CQVR, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801, Vila Real, Portugal * rbajoucolopes@utad.pt

[2] CITAB, Dep Biologia e Ambiente, ECVA, UTAD, 5000-801, Vila Real, Portugal

Abstract

Several approaches have been made to assess the potential phosphorus (P) loss from soils to surface waters, namely the standard soil tests (SPT) and the Degree of P Saturation by oxalate (DPS_{ox}). In this study, ninety-four vineyard soils, from the *Douro Valley* and *Vinhos Verdes* regions, were evaluated for their P-status. The Anion Exchange Membranes P (P_{AEM}) showed a better correlation with Olsen P (P_{Ols}) than with Ammonium-Lactate P (P_{AL}). Due to the soils with higher pH, the relationship between P_{Ols} and P_{AL} is poor (R^2 = 0.24). The SPT showed a threatening number of the soils above the environmental thresholds: twenty soils by the P_{Ols} criteria and twenty-six by the P_{AL} criteria. Fifteen soils overpassed simultaneously the threshold values for drainage in both methods, and none for the runoff threshold. Concerning DPS_{ox}, thirty-five soils had values above the critical 25% for P loss, mainly from the *Douro Valley* region. The inconsistency between the conclusions resulting from the application of the indices SPT and DPS seems to point out the need of the thresholds values to be adjusted according to the type of soil, in special for soils form *Douro Valley* region.

Keywords: Standard soil test Phosphorus, Degree of Phosphorus Saturation, Phosphorus desorption.

Resumo

Os testes standard de fósforo (P) no solo (SPT) e o Índice de Saturação de P (DPS), são abordagens usadas para avaliação de potenciais perdas de P dos solos para águas superficiais. Neste estudo foi avaliado o P-*status* em noventa e quatro solos vitícolas, das regiões do *Vale do Douro* e *Vinhos Verdes*. Devido a solos com elevado pH, a relação entre P extraído por Olsen (P_{Ols}) e o extraído por Lactato de Amónia (P_{AL}) é fraca (R^2 = 0.24), em contrapartida o P_{Ols} estava melhor correlacionado com o P extraído por Membranas de Troca Aniónica (P_{AEM}). Um número elevado dos solos apresentou teores de P acima dos limites ambientais definidos pelos STP: vinte com o P_{Ols}, e vinte e seis com o P_{AL}. Contudo, quinze solos ultrapassaram simultaneamente os limites críticos nos dois testes para drenagem, e nenhum para o escorrimento superficial. Considerando o DPS, trinta e cinco solos apresentaram valores acima dos 25% considerados críticos, maioritariamente do *Vale do Douro*. A inconsistência entre as observações, após aplicação dos índices de SPT e DPS, apontam para a necessidade de ajustar os limites críticos de acordo com o tipo de solo, em especial na região do *Vale do Douro*.

Palavras chave: Testes standard de Fósforo no solo, Índice de Saturação de Fósforo, Dessorção de fósforo.

Introduction

Phosphorus (P) is a natural limiting nutrient, being efficiently retained by soil minerals, such as Al/Fe-oxides, which represent the majority of P-fixing capacity of the soil. Although the ultimate goal is the sustainable use of P-fertilizers to meet crop needs, accumulation and subsequent transfer from soil to ground and surface water can occur if applied-P largely exceeds crops needs [1].

Various approaches have been proposed to estimate the risk of P desorption from soil. Standard soil tests P (SPT) have been used to estimate the risk of P loss, such as the Olsen method [2] and the ammonium lactate method [3], leading to environmental threshold values for P losses, considered as change points, above which P losses may occur. Considering the P_{Ols} threshold of 20 mg kg^{-1} set for P drainage [2], it must be taken into account that this value is lower than

the critical agronomical value of 25 mg kg^{-1} referred in the literature [4].

Nevertheless, threshold values are dependent not only on the amount of extractable P, but also on the soil type and its adsorption capacity. This aspect may be overcome using the "Degree of P Saturation'' (DPS), which relates sorbed-P to amorphous Al/Fe-minerals. Soil P enrichment results in the decrease of its capacity to retain exceeding P from soil solution, leading to situations where P can be easily loss. A DPS determined by ammonium oxalate (DPS_{ox}) of 25 % was set as critical, above which P loss is susceptible to occur in sandy soils [5]. However, for acid sandy soils, a higher critical limit of 35 % was proposed, and a DPS_{ox} < 25 % suggested for P unsaturated soils [6].

Material and Methods

Ninety-four Portuguese vineyard soils from *Douro Valley* (*n* = 68) and *Vinhos Verdes* (*n* = 26) regions were collected from the superficial 30 cm layer, in the row and inter-row. Samples were air dried, sieved through a 2-mm screen, and stored until analysis, which were conducted in triplicate. Extractable P content was assessed through the Olsen (P_{Ols}) [7], Ammonium-Lactate (P_{AL}) [8] and Anion Exchange Membranes (P_{AEM}) [9] methods and P content in all extracts determined in a by the molybdate-ascorbic acid blue method in a segmented flow analyzer (SanPlus, Skalar, Breda, NL) [10]. The pH was determined in suspension of 1:2.5 (soil: water ratio), and soil organic carbon (TOC) was quantified by NIRD in a carbon elementar analyzer (Primac SC). The DPS_{ox} was determined according [5]:

$$\mathrm{DPS_{ox}} = \frac{\mathrm{P_{ox}}}{0.5\times(\mathrm{Al_{ox}} + \mathrm{Fe_{ox}})}\times 100$$

being P_{ox}, Fe_{ox} and Al_{ox} were extracted with ammonium oxalate-oxalic acid [11] and determined by ICP-OES.

Results and Discussion

Standard soil tests

Soil P extractions present values according to the following order: P_{ox} > P_{AL} > P_{Ols} ~ P_{AEM} (Table 1). The higher values obtained for P_{ox} are explained by the different composition of other extractants (P_{AL} and P_{Ols}) or the type of extraction (P_{AEM}), although it may be also considered the fact that P_{ox} includes the organic fraction of extracted P. The extreme values observed were predominantly in *Douro Valley*, although *Vinhos Verdes* soils had higher average extractable P values.

Table 1- General characteristics of the soils (*n* = 94).

		mean	maximum	minimum
P_{Ols}	(mg kg^{-1})	14.5	71.3	1.71
P_{AL}	(mg kg^{-1})	34.5	320	3.49
P_{AEM}	(mg kg^{-1})	15.8	69.9	1.04
P_{ox}	(mg kg^{-1})	199	648	28.6
Al_{ox}	(mg kg^{-1})	690	3092	145
Fe_{ox}	(mg kg^{-1})	787	2665	128
TOC	(g kg^{-1})	7.96	24.3	1.22
Sand	(%)	59.5	84.1	36.5
Silt	(%)	29.1	47.1	7.95
Clay	(%)	10.9	17.2	6.22
pH	H_2O	6.19	8.48	4.57
DPS	(%)	22.6	67.4	5.26

Among the different methods used in this work, P_{AEM} is considered the most correlated with plant uptake independent of the soil type, since it may act as a sink of desorbed P [12]. According to the obtained data, P_{AEM} correlates better with P_{Ols} (Fig.1) than with P_{AL} (Table 2), and a poor correlation is observed between P_{Ols} and P_{AL}.

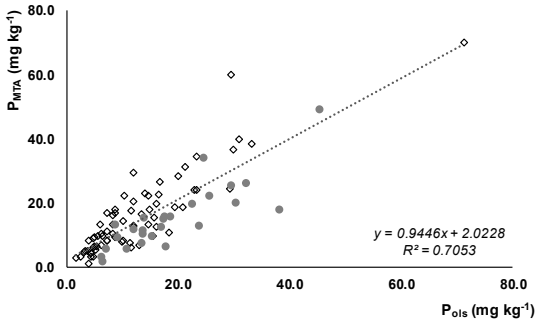


Fig. 1 - Relationship among extracted P by Anion Exchange membranes (P_{AEM}) and Olsen (P_{Ols}) methods; open rhombus dot *Douro valley* soils, grey dot *Vinho verde* soils.

This weak relationship is mainly due to four *Douro Valley* soils (Fig. 2), where P

may have been precipitated into stable Ca-P forms, dissolved by the acid P_{AL} extraction solution, in spite of their low bioavailability by P_{Ols}. Of these four soils, two have pH values above 6.7.

Table 2 - Pearson correlation (r) coefficients for the extractable P assessed.

	P_{Ols}	P_{AL}	P_{MTA}	P_{ox}
P_{Ols}	-			
P_{AL}	**0.488**	-		
P_{MTA}	**0.840**	0.671	-	
P_{ox}	0.718	**0.455**	0.543	-

Even including organic P and not being considered an STP, P_{ox} was also plotted against P_{Ols} and P_{AL}, showing a better correlation with P_{Ols} (Table 2), although both methods (P_{ox} and P_{AL}) use weak organic acids as P extractant.

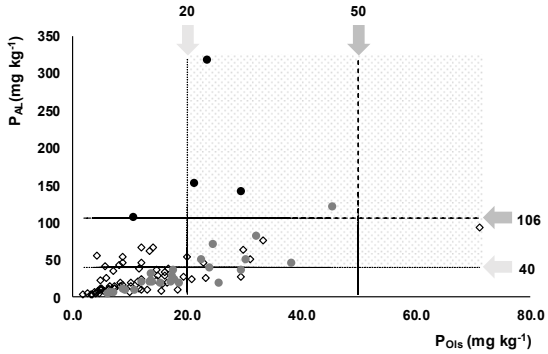


Fig. 2 - Relationship between extracted P by Ammonium-Lactate (P_{AL}) and Olsen (P_{Ols}) methods; open rhombus dot *Douro valley* soils, grey dot *Vinho verde* soils, black dot Douro soils with high pH (dotted-lines threshold values for drainage P and dashed-lines threshold values for runoff P).

Nevertheless, P_{ox} is supposed to measure mainly mineral and organic P associated with amorphous Al and Fe, while P_{AL} measures mineral P associated with Al, Fe and Ca [13], which seems to be confirmed by the same four Ca-enriched soils from *Douro Valley* (Fig. 3).

Concerning environmental proposes, threshold values of 20 and 50 mg P_{Ols} kg^{-1} were set [2] for soil P drainage and runoff, respectively. Twenty soils had P_{Ols} above the drainage threshold (eleven from *Douro Valley* and nine from *Vinhos Verdes*). One of the soils from *Douro Valley* also presented a value of P_{Ols} above the runoff threshold (Fig. 2).

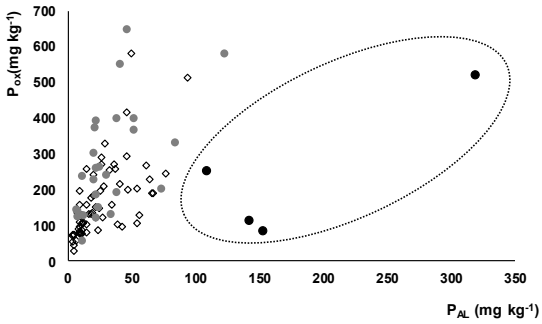


Fig. 3 - Relationship between oxalate extractable P (P_{ox}) and Ammonium-Lactate extractable P (P_{AL}) methods; open rhombus dot *Douro valley* soils, grey dot *Vinho verde* soils, black dot surranded by dotted lined *Douro Valley* soils with high pH.

According to the estimated P_{AL} thresholds derived from [3] (40 and 106 mg kg^{-1}, for P drainage and runoff, respectively), twenty-six soils had P_{AL} contents above the calculated drainage threshold: nineteen soils from *Douro Valley* and seven soils from *Vinhos Verdes*. Concerning the runoff threshold, five soils surpassed the critical value, four of them located in the *Douro Valley*. Combining both criteria, fifteen soils overpass simultaneously the drainage threshold for both methods (Fig. 2), eight from *Douro Valley* and seven *Vinhos Verdes*, but none of the soils surpassed simultaneously the runoff thresholds for both methods.

Degree of Phosphorus Saturation

The measured values of DPS_{ox} suggest that nearly thirty-five soils were above the critical 25% set for sandy soils and sixteen above 35%, set for acid sandy soils [6]. Most of these soils were collected in *Douro Valley*, where thirty soils were above the critical DPS of 25% (Fig. 4). Although most of the soils of both regions presented a sandy loam texture, *Vinhos Verdes* soils have, on average, 1.5 times more TOC and higher Al_{ox} and Fe_{ox} contents than *Douro Valley* soils.

Since the DPS_{ox} values were assessed according to the method for acid sandy soils, the critical values of 25 or 35 % may not be accurate for both types of soils under study.

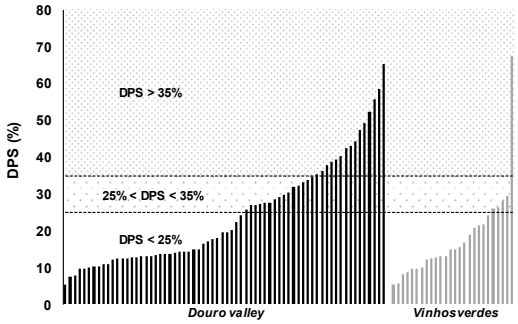


Fig. 4 – Degree of Phosphorus Saturation index (DPS %) assessment for the studied soils (dashed line critical DPS of 25% and dotted line critical DPS of 35%).

Moreover, deductions based on DPS_{ox} values do not follow the same tendency observed for the STP. Combining all the environmental assessments, only ten soils were simultaneously above the three critical values. While the STP suggests that few soils may be of environmental concern, DPS indices suggest that nearly one third of the soils are already in conditions for desorbing exceeding P. These observations seem to point out for the need to establish different critical DPS and STP values for different soils units, in accordance with the observations made for soils derived from volcanic materials [1].

Conclusion

Overall, we found that there was no consistency among the risk indices. In spite of the relationships between different STP observed, they may not be accurate for environmental purposes if individual soil composition is not considered. Moreover, it seems that different soil characteristics should be taken in consideration when assessing a DPS index, which may not be well adjusted to *Douro Valley* soils.

Acknowledgments

Rui Bajouco is granted by a research fellowship *BI/UTAD/INNOVINE&WINE /1366/2016*. The study was supported by the research projects *NORTE-01-0145-FEDER-000038 and v*italityWINE/INTERACT/NORTE-01-0145-FEDER-000017

References

[1] Bajouco, R. 2016. Dinâmica de fósforo em solos derivados de materiais vulcânicos. Master Thesis, Universidade de Trás os Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal, 108 p.

[2] Horta, M. D. C. and Torrent, J., 2007. The olsen P method as an agronomic and environmental test for predicting phosphate release from acid soils. Nutrient Cycling in Agroecosystems, **77**(3): 283-292.

[3] Horta, M. D. C., Roboredo, M., Coutinho, J. and Torrent, J., 2010. Relationship between Olsen P and ammonium lactate–extractable P in portuguese acid soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis, **41**(19): 2358-2370.

[4] Higgs, B., Johnston, A. E., Salter, J. L. and Dawson, C. J., 2000. Some Aspects of Achieving Sustainable Phosphorus Use in Agriculture. Journal of environmental Quality, **29**: 80-87

[5] Van der Zee, S. E. A. T. M. and van Riemsdijk, W. H., 1986. Sorption kinetics and transport of phosphate in sandy soil. Geoderma, **38**: 293-309.

[6] De Bolle, S., De Neve, S. and Hofman, G., 2013. Rapid redistribution of P to deeper soil layers in P saturated acid sandy soils. Soil Use and Management, **29**(1): 76-82.

[7] Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S. and Dean, L. A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circular 939. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.

[8] Égnér, H., Riehm, H. and Domingo, W. R., 1960. Untersuchungen iber die chemische bodenanalyse als grundlag fur die beurteilunger des nahrstoffzustandes der boden, II: Chemische extractionsmethoden zur phosphor, und kalium-bestimmung. Kunglia Lantbrukshogskolans Annaler, **26**: 199-215.

[9] Sousa, J. R. and Coutinho, J., 2009. Effect of the extraction period on the routine assessment of soil P status by ion-exchange resin membranes. Communications in Soil Science and Plant Analysis, **40**: 13-14.

[10] Coutinho, J., 1996. The molybdate/ascorbic acid blue method for the phosphorus determination in very dilute and colored extracts by segmented flow analysis. Communications in Soil Science and Plant Analysis, **27**(5-8): 1363-1375.

[11] Schwertmann, U., 1964. Differenzierung der eisenoxide des bodens durch extraktion mit ammoniumoxalat-lösung. zeitschrft pflanzenerzährung, Düning und Bodenkunde, **105**: 194-202.

[12] Fernandes, M. L. and Couinho, J., 1997. Anion and Cation Exchange Resin Membranes to Assess the Phosphorus Status of Some Portuguese Soils. Communications in soil sciences and plant analyses, **28**(6-8): 483-495

[13] Thomas, G.W. and Peaslee, D. E., 1973. Testing soils for phosphorus. In: Walsh LM, Beaton JD (eds) Soil testing and plant analysis. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp 115-132.

Fertilidad del Suelo en Sistemas Ganaderos Tropicales a lo Largo de Gradientes de Lluvia en el Sur de México

Soil Fertility in Tropical Livestock Systems Across Rainfall Gradients in Southern Mexico

Figueroa, Daniela[1]; Ortega-Fernández, Patricia[1]; Abbruzzini, Thalita Fernanda[1]; Galindo Maldonado, Francisco[2]; Etchevers, Jorge D.[3]; Campo, Julio[1*]

[1] Institute of Ecology, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico (jcampo@ecologia.unam.mx)
[2] Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico
[3] Colegio de Postgraduados, Montecillos, Mexico

Resumen

El aumento proyectado en la frecuencia e intensidad de las sequías en México es la amenaza principal para su ganadería tropical. Nosotros analizamos la influencia de la variación en la lluvia media anual, la duración de la sequía y las prácticas ganaderas en la fertilidad del suelo a lo largo de dos gradientes de lluvia (1765-498 mm con rocas volcánicas y 917-711 mm con calizas) conteniendo pasturas, silvopasturas y bosques tropicales maduros bajo otras condiciones similares (temperatura anual, estacionalidad de las lluvias y substrato geológico). La reducción en la lluvia anual generó un cambio desde la mineralización del N a su acumulación en los suelos volcánicos y, acumulación de C y nutrientes en los suelos derivados de calizas. Consistentemente, el aumento en la sequía desacopló los requerimientos de nutrientes por parte de las plantas de su disponibilidad en los suelos de ambas regiones. Las métricas de la fertilidad del suelo difirieron bajo sistemas ganaderos y bosques nativos, y estas diferencias fueron mayores en el extremo más seco de cada región. En contraste, las métricas de la fertilidad del suelo no variaron bajo el sistema de pastura con el sistema silvopastoril a lo largo de cada región. Si bien concluimos que los sistemas ganaderos tropicales serán sensibles a la alteración en los regímenes de lluvia, nuestro trabajo sugiere la necesidad de un marco jerárquico para entender esta sensibilidad a los cambios esperados en el clima global.

Palabras clave: cambio en el clima, sequía, efectos de la ganadería en los suelos, variabilidad en la lluvia, procesos del suelo.

Abstract

Projected increase in drought frequency and intensity in Mexico is a major threat for its tropical livestock sector. Along two rainfall regime gradients containing pastures, silvopastures and mature tropical forests growing under otherwise similar conditions each (similar annual temperature, rainfall seasonality, and geological substrate), we analyzed the influence of variation in annual precipitation (1765-498 mm with volcanic rocks and 917-711 mm with limestone), duration of seasonal drought, and livestock practices on soil fertility. Reduction of annual rainfall generated a shifts from N mineralization to N accretion in volcanic soils and, C and nutrient accretion in soils derived from karsts. Consistently, increase in drought extent decoupled plant nutrient requirement from its availability in soils of both regions. Soil fertility metrics differed under livestock systems and native forest, and these differences were strongest at the driest end of each region. By contrast, soil fertility metrics did not vary under pasture system with silvopastoral systems across each region. Though we conclude that tropical livestock systems will be sensitive to altered rainfall regimes, our works suggests the needs of a hierarchical framework for understanding this sensitivity to expected changes in global climate.

Keywords: climate change, drought, livestock effects on soils, precipitation variability, soil processes.

Introducción

La ganadería en el trópico está siendo afectada por la intensidad y mayor frecuencia de las sequías, consecuencia de los cambios globales en el clima [1] [2]. En México las evidencias generadas por los modelos pronostican un aumento generalizado en la temperatura y condiciones más secas en las próximas décadas [3], con consecuencias negativas para la productividad de pasturas y la gestión del pastoreo.

Actualmente, la producción de carne en el trópico de México está sufriendo cambios con la introducción de prácticas orientadas a lograr una intensificación sostenible. En ese marco, el gobierno mexicano promueve gestiones orientadas a una producción y consumo de bienes y servicios ambientales mediante prácticas que contemplen un uso sostenible de agua, materiales y energía, para lo cual es necesario contar con evaluaciones del impacto de los sistemas de producción ganadera en la fertilidad del suelo y su sensibilidad a los cambios en la disponibilidad de agua en la región tropical de México.

Material y métodos

El estudio fue desarrollado en dos gradientes de lluvia con marcada estacionalidad en las lluvias; uno en el Estado de Veracruz (con una lluvia media anual de 498 a 1765 mm), con suelos desarrollados sobre materiales volcánicos, y otro, en la Península de Yucatán (LMA de 711 a 917 mm), con suelos desarrollados sobre materiales calizos. Se estudiaron dos sistemas de producción ganadera diferente: monocultivo de pastura (PA) y silvopastoril (SP). Además, se incluyeron sitios con vegetación nativa (VN) como referencia de las condiciones originales. En cada gradiente se seleccionaron tres sitios, y en cada uno de estos cuatro replicas por tratamiento.

Muestreo y análisis del suelo

En cada réplica de cada tratamiento se tomaron 20 muestras de suelo (0-20 cm de profundidad o contacto lítico), en la estación seca y en la lluviosa, las que se combinaron para hacer una muestra compuesta (n=4) por estación. Las muestras fueron aireadas y tamizadas (malla < 2 mm) y en una sub-muestra se analizaron el contenido gravimétrico de agua, pH y textura. En una segunda sub-muestra se determinó la concentración de carbono (Co), N total (Nt), P total (Pt), C en biomasa microbiana (CBM), y N en biomasa microbiana (NBM). La respiración basal del suelo (RBS) y la transformación neta de N fueron determinadas mediante incubaciones de una tercera y cuarta sub-muestras de 20 g de suelo a 25 °C, durante 35 y 7 días, respectivamente.

Análisis de los datos

Los factores fueron evaluados mediante análisis de varianza (ANOVA) explorando diferencias entre sistemas de producción (test a posteriori de Tukey). Las interacciones entre variables del suelo, sistemas de gestión y LMA, fueron evaluadas mediante análisis de componentes principales (ACP) con la aplicación del modelo de vías múltiples de Tucker (4). Los resultados fueron interpretados gráficamente utilizando las siguientes combinaciones: Variables × LMA, como función del sistema de producción; Variables × Sistema, como función de la LMA; y, Sistema × LMA, como función de las variables del suelo. Todos los análisis fueron realizados utilizando el Programa R y para el ACP se utilizó el Programa “PTAk” [4][5].

Resultados y discusión

Las diferencias esperables entre usos de la tierra (VN, SP y PA), no se detectaron en el extremo más húmedo de los gradientes, y fueron marcadas en condiciones de menor disponibilidad de agua (extremo más seco del gradiente).

Contrariamente a lo esperado, en todos los sitios el SP no presentó cambios en la fertilidad del suelo respecto a la PA, reflejando la práctica de destinar las tierras más degradadas al uso silvopastoril. De hecho, los suelos bajo SP en los extremos más secos y de condiciones intermedias de lluvia del gradiente presentaron menor concentración de Co, Nt, Pt, y N-mineral (nitrato más amonio) comparadas con las observadas bajo PA, reflejando el uso previo de la tierra (en todos los casos las SP se establecieron en terrenos destinados a agricultura, mientras las PA se establecieron en terrenos deforestados). En todo caso, los resultados indican que a corto plazo (10 años de uso SP) la recuperación esperada en la fertilidad del suelo no ocurre si se combina con un incremento en la sequía.

Se observaron interacciones entre la LMA y el ciclo de nutrientes en el suelo. Particularmente en el caso del N, su mineralización disminuyó con el incremento de la sequía, así como también la nitrificación bajo el uso SP. Adicionalmente, la estacionalidad de las lluvias contribuye a la acumulación de N en el suelo durante secas, almacén que podría constituir el substrato para una más intensa desnitrificación al comienzo de la estación de lluvia en condiciones de mayor sequía.

Conclusiones

La esperada disminución en las lluvias acentuará las diferencias entre usos en la fertilidad del suelo comprometiendo la buscada sostenibilidad de la gestión ganadera en el trópico mexicano. En general, y bajo las prácticas actuales, no hay beneficios claros del uso silvopastoril a corto plazo. La combinación de una mayor sequía, junto con la estacionalidad en las lluvias, podría incrementar las externalidades de los sistemas productivos, situación que exige un diseño cuidadoso en la implementación de las prácticas silvopastoriles en el trópico de México.

Referencias bibliográficas

(1) Steinfeld, H, Gerber, P, Wassenaar, T, Castel, V, Rosales, M, de Haan, C. 2006. Livestock's long shadow: environmental issues and options. Food and Agriculture Organization of the United Nations

(2) Thornton, PK. 2010. Livestock production: Recent trends, future prospects. Philosophical Transactions of the Royal Society London B Biological Sciences 365(1554), 2853-2867

(3) Murray-Tortarolo G, Friedlingstein P, Sitch S, Jaramillo VJ, Murguía-Flores F, Anav A, Liu Y, Arneth A, Arvanitis A, Harper A, Jain A, Kato E, Koven C, Poulter B, Stocker BD, Wiltshire A, Zaehle S, Zeng N. 2016. The carbon cycle in Mexico: past, present and future of C stocks and fluxes. BIOGEOSCIENCES 13: 223-238

(4) Leibovici D, Sabatier R. 1998. A singular value decomposition of k-way array for a principal component analysis of multiway data, PTAk. Linear Algebra Applications 269: 307-329

(5) R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: https://www.R-project.org/

Efectos secuenciales de los posos de café sobre el crecimiento y el contenido mineral de *Lactuca sativa* y la fertilidad química de un suelo agrícola Mediterráneo

Sequential effects of spent coffee grounds on the growth and mineral content of Lactuca sativa and chemical fertility of a Mediterranean agricultural soil

Cervera-Mata Ana[1*], Rufián-Henares José Ángel[2], Pastoriza Silvia[2], Navarro Miguel[2], Molinero Alberto[1], Delgado Gabriel[1]

[1] Departamento de Edafología y Quimica Agrícola, Universidad de Granada, 18071 Granada, España. anacervera@ugr.es*

[2] Departamento de Nutrición y Bromatología, Universidad de Granada, 18071 Granada, España

Resumen

La industria del café genera anualmente seis millones de toneladas de posos de café (SCG) cuya reutilización es a la vez problemática y prometedora por la composición de estos residuos, rica en carbohidratos, proteínas y tóxicos. El objetivo es investigar como la adición de SCG modifica las propiedades de un suelo agrícola Mediterráneo y el crecimiento y la nutrición de una planta comestible. El ensayo *in vitro* (40 días) se llevó a cabo con *Lactuca sativa* en un suelo de la Vega de Granada. Los SCG se adicionaron en siete concentraciones (1-15%). Los SCG mejoraron la fertilidad química del suelo ya que incrementaron los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno y potasio. Los SCG limitaron el crecimiento de la planta, pero incrementaron la absorción de macronutrientes (Ca, Mg, K) y de micronutrientes (Co, Cu y Zn). La movilización de nutrientes puede ser debida al efecto quelante de los SCG. Por otro lado, los SCG bloquearon la absorción de Hg por lo que podrían actuar como bioremediadores. Para la adición de SCG se hace necesaria una mayor investigación sobre la fitotoxicidad y los mecanismos que controlan la movilización o el bloqueo de elementos minerales en el suelo por parte de los SCG.

Palabras clave: posos de café, enmiendas orgánicas, *Lactuca sativa*, fertilidad química del suelo, elementos minerales

Abstract

More than 6 million tons of spent coffee grounds (SCG) are generated each year, of which reuse is both problematic and promising due to the composition of this residues, rich in carbohydrates, proteins and toxics. The objective is to investigate how the addition of SCG modifies the properties of a Mediterranean agricultural soil, and the growth and nutrition of an edible plant. The *in vitro* assay was carried out with *Lactuca sativa* in Vega soil (Granada, Spain). The SCG were added in seven doses (1-15%). SCG improved soil chemical fertility since it increased the amounts of organic carbon, nitrogen and potassium in soil. SCG limited plant growh but increased the absorption of some macronutrients (Ca, Mg, K) and micronutrients (Co, Cu, Zn). The mobilization of nutrients may be due to the chelating effect of SCG. On the other hand, the SCG blocked the absorption of Hg so they could act as bioremediators. Therefore, further research on phytotoxicity and the mechanisms that control the mobilization or blockage of mineral elements in soil by SCG is necessary.

Keywords: spent coffee grounds, organic amendments, *Lactuca sativa*, soil chemical fertility, mineral elements

Introducción

Más de seis millones de toneladas de posos de café (SCG) son generadas cada año [1]. Tradicionalmente, un método utilizado para reutilizar este residuo ha sido su empleo como enmiendas orgánicas en suelos. Sin embargo, muchos estudios han corroborado que los SCG frescos contienen sustancias tóxicas como la cafeína, los polifenoles y los taninos [2].

Como enmienda orgánica, los SCG tienen efectos positivos desde el punto de vista de la fertilidad del suelo, ya que incrementan los contenidos de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y potasio [3][4]. También se ha demostrado, en estudios que utilizan plantas, que la aplicación de SCG compostados en dosis entre 5% y 30%, aumenta los pigmentos fotosintéticos, vitaminas, minerales y la capacidad antioxidante de las lechugas, sin embargo, cuando los SCG se adicionan en su forma fresca, disminuye la biodisponibilidad de nutrientes [5], y se limita el crecimiento de la planta [3][4]. Otros autores [4] encuentran un incremento relativo del peso seco respecto al peso fresco de las lechugas cultivadas con adición de SCG, es decir, una mayor mineralización de la planta, lo que podría significar que los SCG movilizan algunos nutrientes minerales del suelo. Esto último podría plantear la hipótesis de la potencialidad de los SCG como vehículos para la biofortificación agronómica.

El objetivo de este trabajo es investigar si existen umbrales, máximos y mínimos en los efectos de los SCG sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo agrícola Mediterráneo y el crecimiento de *Lactuca sativa* y cómo la adición de distintas dosis de SCG, altera la nutrición de estas plantas.

Material y métodos

Suelos, posos de café y planta

Las muestras de suelo se obtuvieron de la capa arable (0-20 cm) de un suelo de clima Mediterráneo (Andalucía, sur de España): suelo de Vega (Typic Calcixerept, clayey, illitic, mesic). Las muestras de suelo fueron secadas al aire y se tamizaron (<2 mm). Los granos de café (100% Arábica) fueron suministrados por Cafés Cumbal (Granada, España). Los SCG se obtuvieron moliendo 50 g de granos de café, mezclándolos con 1L de agua destilada hervida, seguido de filtración y secado. Como planta se utilizó la variedad *Lactuca sativa* var. *longifolia* "Little Duende".

Diseño experimental en microcosmos edáficos

Para cada tratamiento, la fracción tierra fina (<2mm) del suelo de Vega fue mezclada con diferentes dosis de SCG (1, 2, 2.5, 5, 7.5, 10, 12.5 y 15% w:w) para obtener 400 g de la mezcla suelo-SCG. La mezcla fue transferida a macetas de PVC de 400 ml de capacidad. Los microcosmos fueron incubados en una cámara climática bajo condiciones controladas con una humedad relativa del 60-80%, temperatura de 22/18°C (día y noche). El tiempo de cultivo fue de 40 días.

Métodos analíticos

Para el estudio del suelo y de las mezclas suelo-SCG se siguieron los métodos de análisis del Soil Survey Staff [6]. Se analizaron las siguientes propiedades fisicoquímicas: pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y potasio.

Las plantas de lechuga fueron extraídas a los 40 días de cultivo, lavadas con agua destilada y secadas. Se analizaron macronutrientes (potasio, magnesio y calcio), micronutrientes (cobre, zinc y cobalto) y elementos tóxicos como el mercurio. También se determinó el peso fresco de la lechuga.

Resultados y discusión

Efectos de los SCG en el suelo

La adición de 15% SCG disminuye el pH del suelo ensayado 1.5 unidades, sin embargo, durante el tiempo de cultivo,

aumenta debido a la capacidad tampón de los suelos carbonatados (suelo de Vega). Por otro lado, los SCG incrementaron la conductividad del suelo, sin embargo, estos valores no superan el límite de salinidad establecido: 2 dS/m. En cuanto a los macronutrientes, la adición de SCG incrementa secuencialmente las cantidades de carbono orgánico (Fig. 1), nitrógeno y potasio. El fósforo sigue un patrón irregular.

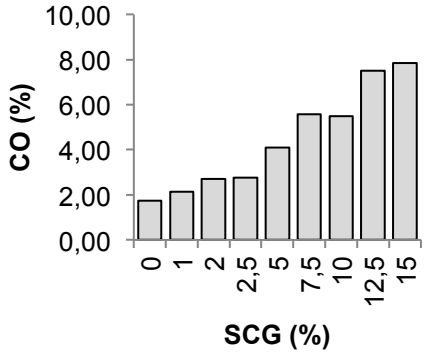


Fig.1 – Efecto de las diferentes dosis de SCG sobre el carbono orgánico del suelo.

Efectos de los SCG en planta

La adición de SCG al suelo provocó un aumento de la absorción de algunos elementos esenciales como el K, Ca, Mg, Cu, Zn, Co, siendo la dosis que más incrementa las cantidades la de 7.5% (Fig. 2 y 3). Esto contradice los resultados encontrados por otros autores [4].

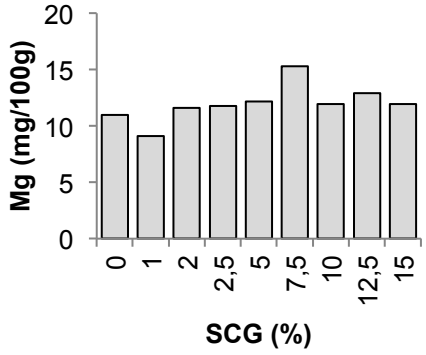


Fig. 2 – Efecto de las diferentes dosis de SCG sobre los contenidos de Mg en la lechuga.

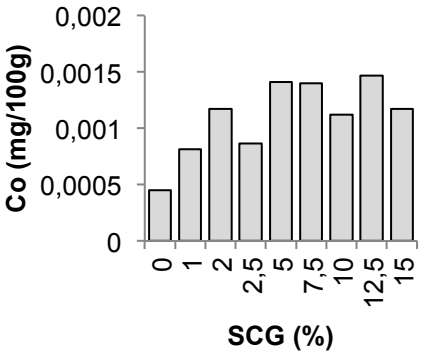


Fig. 3 – Efecto de las diferentes dosis de SCG sobre los contenidos de Co en la lechuga.

Esta movilización de elementos puede ser debida a las propiedades quelantes de las melanoidinas presentes en los SCG en un 25% [7]. Éstas actuarían como agentes quelantes facilitando la absorción de algunos elementos por la planta (Fig. 4).

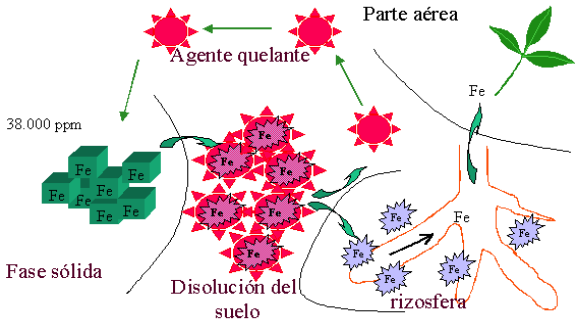


Fig. 4 – Papel de las melanoidinas como quelatos (e.g. férricos).

Por otro lado, los SCG parecen actuar como bioremediadores del suelo ya que inhiben la absorción de Hg por la planta (Fig. 5). Esta inhibición puede deberse al bloqueo de estos elementos en la superficie de las partículas de SCG, bien por absorción electrostática o por quimisorción.

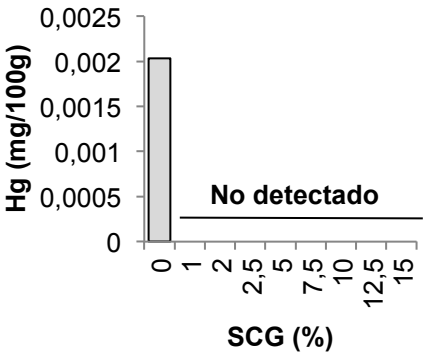


Fig. 5 – Efecto de las diferentes dosis de SCG sobre los contenidos de Hg en la lechuga.

Efectos de los SCG sobre el crecimiento de Lactuca sativa

Los SCG limitan el crecimiento de las plantas con dosis muy bajas (1%) (Fig.6). No existe, por tanto, un umbral mínimo para la limitación al crecimiento. En las dosis más altas empleadas (12,5 y 15%) tampoco se advierte un aumento de la limitación. No existe tampoco un umbral máximo. Estos resultados concuerdan con lo encontrado por otros autores [1].

Fig. 6 – A la izquierda, microcosmos edáfico sin adición de SCG. A la derecha, microcosmos edáfico con 1% SCG.

Conclusiones

La adición de SCG como enmienda orgánica, en dosis crecientes, a un suelo agrícola Mediterráneo, cultivado con *Lactuca sativa* tiene las siguientes consecuencias: a) aumenta las cantidades de carbono orgánico, nitrógeno y potasio en suelo, b) limita el crecimiento de las plantas, incluso en la dosis más baja (1%), c) incrementa la absorción en planta de macronutrientes y micronutrientes y d) inhibe la absorción de Hg. Dado que los SCG mejoran la fertilidad química del suelo, es necesario investigar en los posibles tratamientos de los SCG para eliminar sus efectos fitotóxicos.

Agradecimientos

Al Proyecto de Investigación: “Estrategias competitivas para la industria agroalimentaria. Revalorización de subproductos cafeteros mediante el diseño de alimentos funcionales y biofortificación agronómica” (MINECO. AGL2014-53895-R).

Referencias bibliográficas

[1] Hardgrove, S.J., Livesley, S.J. 2016. Applying spent coffee grounds directly to urban agriculture soils greatly reduces plant growth. URBAN FOR & URBAN GREENING. 18: 1–8.

[2] Mussatto, S.I., Carneiro, L.M., Silva, J.P. A., Roberto, I.C., Teixeira, J.A. 2011. A study on chemical constituents and sugars extraction from spent coffee grounds. CARBOHYDR POLYM. 83: 368–374.

[3] Yamane, K., Kono, M., Fukunaga, T., Iwai, K., Sekine, R. 2014. Field Evaluation of Coffee Grounds Application for Crop Growth Enhancement, Weed Control, and Soil Improvement. PLANT PROD SCI. 17: 93–102.

[4] Cervera-Mata, A., Pastoriza, S., Rufián-Henares, J.A., Párraga, J., Martín-García, J.M., Delgado, G. 2017. Impact of spent coffee grounds as organic amendment on soil fertility and lettuce growth in two Mediterranean agricultural soils. ARCH AGRON SOIL SCI. 64 (6): 790-804

[5] Cruz R., Mendes R., Torrinha A., Morais S., Pereira, J.A., Baptista, P., Casal, S. 2015. Revalorization of spent coffee residues by a direct agronomic approach. FOOD RES INT. 73: 190–196.

[6] Soil Survey Staff. 2014. Soil Survey Field and Laboratory Methods Manual, Soil Survey Investigations. Report No. 51, Version 2.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.

[7] Moreira, A.S.P., Nunes, F.M., Domingues, M.R., Coimbra, M.A. 2012. Coffee melanoidins: structures, mechanisms of formation and potential health impacts. FOOD FUNCT. 3: 903-915.

Efectos de los posos de café sobre la calidad y los microorganismos del suelo

Effects of spent coffee grounds on soil quality and microorganisms.

Vela-Cano María[1], Cervera-Mata Ana[2*], Delgado Gabriel[2], González-López Jesús[1]

[1] Departamento de Microbiología, Universidad de Granada, 18071 Granada, España

[2] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, 18071 Granada, España. anacervera@ugr.es*

Resumen

La agricultura Mediterránea intensiva ha provocado una pérdida notable de la calidad de los suelos, por sus prácticas de manejo en las que no se contempla la incorporación de materia orgánica. Es por tanto necesario mejorar la calidad de estos suelos y dicha mejora se puede realizar mediante "acondicionadores" como son las enmiendas orgánicas. El uso de residuos de la industria cafetera (entre los que destacan los posos de café - SCG) como enmiendas orgánicas de suelos, ha sido estudiado previamente, aunque no se ha valorado el impacto de estos residuos sobre la biodiversidad del suelo. Por lo tanto, estudiamos, desde una aproximación biofisicoquímica, el impacto sobre la estructura de la comunidad microbiana de la adición de SCG a suelos agrícolas mediterráneos en un ensayo *in vitro*, durante un periodo de 60 días. Se observa un notable aumento de la fertilidad química del suelo (aumentos de carbono orgánico, nitrógeno, potasio y fósforo asimilables, etc.), acompañado de una clara influencia sobre las poblaciones bacterianas, que afecta a las potenciales degradadoras de fenoles y de las bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPB). El grupo PGPB actúa como un indicador claro de la mejora de la calidad del suelo.

Palabras clave: posos de café, enmiendas orgánicas, microbiología del suelo, índices ecológicos, estructura de la comunidad bacteriana

Abstract

Intensive Mediterranean agriculture has caused a remarkable loss of soil quality, due to soil management practices in which the incorporation of organic matter is not taken into account. Therefore, it is necessary to improve the quality of these soils and this improvement can be carry out through "conditioners" such as organic amendments. The use of coffee waste (as spent coffee grounds - SCG) as a soil organic amendment has been used before, yet their impact on the soil diversity is lacking. Therefore, we evaluate using a biophysicochemical approach, the impact of SCG % addition to two Mediterranean agricultural soils on bacterial community structure during a 60 day period in an *in vitro* assay. A remarkable increase in chemical fertility (increases in organic carbon, nitrogen, available potassium and phosphorous, etc), is accompanied by a clear enhancement of potential phenolic acid degraders and plant growth promoting bacteria (PGPB). The PGPB group acts as a clear indicator to soil quality improvement.

Keywords: spent coffee grounds, organic amendments, soil microbiology, ecological indexes, bacterial community structure

Introducción

La "estructura" de las comunidades microbianas edáficas es sensible a los cambios en el suelo e indicadora de la calidad biológica del mismo. Para mejorar dicha calidad, en la bibliografía se reporta el uso de diferentes acondicionadores. Por ejemplo, han sido ampliamente utilizados fertilizantes inorgánicos y biofertilizantes para incrementar las bacterias fijadoras de N y las solubilizadoras de P y K [1]. Estos acondicionadores tienen un efecto directo sobre la abundancia, la diversidad y la actividad bioquímica de las poblaciones microbianas [2]. También, el empleo de residuos orgánicos como enmiendas de suelos resuelve de forma conjunta y sostenible dos problemas: la gestión de residuos y la pérdida de calidad del suelo. Por ejemplo, algunos autores [3] observaron que la adición de residuos municipales sólidos compostados, mejora la estructura del suelo, incrementa la actividad enzimática y altera la composición de la microbiota. Otros estudios han empleado compost de lodos de depuración para la mejora de las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del suelo [4]. Los posos de café (SCG) tienen efectos sobre la fertilidad física y química del suelo y sobre el crecimiento y la composición de las plantas cultivadas [5]. Por tanto, el uso de los posos de café como enmienda orgánica del suelo, tiene un efecto "acondicionador". Sin embargo, no hay estudios que valoren el impacto del uso de los SCG como enmienda orgánica en las comunidades microbianas del suelo.

El objetivo de este trabajo es analizar el impacto sobre las comunidades microbianas y los cambios fisicoquímicos producidos, en dos suelos agrícolas Mediterráneos cuando son enmendados con SCG e incubados en un experimento *in vitro*.

Material y métodos

Suelos y posos de café

Las muestras de suelo se obtuvieron de la capa arable (0-20 cm) de dos suelos de clima mediterráneo (Andalucía, sur de España): suelo de Vega (Typic Calcixerept, clayey, illitic, mesic) y suelo Rojo (Calcic Rhodoxeralf, clayey, mixed, mesic). Las muestras de suelo, secadas al aire, se tamizaron a <2 mm. Los SCG se obtuvieron con 50 g de granos de café molido (100% Arábica, Cafés Cumbal, Granada), por 1L de agua destilada hervida, seguido de filtración y secado.

Diseño experimental en microcosmos edáficos

Los microcosmos se prepararon con dos suelos diferentes (Vega y Rojo). Para cada tratamiento, la fracción tierra fina fue mezclada con las diferentes cantidades de SCG (0, 2.5 y 10% w:w) para obtener 400 g de la mezcla suelo-SCG. La mezcla fue transferida a macetas de PVC de 400 ml de capacidad. Los microcosmos fueron incubados en una cámara climática bajo condiciones controladas con una humedad relativa del 60-80%, temperatura de 22/18°C (día y noche). Los tiempos de muestreo fueron de 30 y 60 días.

Métodos analíticos

En las mezclas suelo-SCG se realizaron los siguientes análisis: pH, conductividad eléctrica, carbono orgánico, nitrógeno, fósforo y potasio asimilable, recuento total de bacterias cultivables, contenido total de compuestos fenólicos, extracción de DNA, amplificación-PCR, pirosecuenciación-454 y análisis post-run de la misma, análisis cluster de los taxa bacterianos, índices de riqueza y diversidad de las especies bacterianas, contenido PGPB y otros grupos funcionales y establecimiento de redes de interacción microbiana.

Resultados y discusión

Parámetros ecológicos: índices de riqueza y diversidad

El índice Chao-1 mide la riqueza de la comunidad microbiana y es notablemente mayor en las muestras adicionadas con SCG (Tabla 1). Así, los mayores valores se encuentran en suelos adicionados con 10% de SCG. La influencia es mayor en el

suelo de Vega que en el suelo Rojo. El índice de Shannon-Wiener H', mide la diversidad bacteriana y es mayor en el suelo de Vega, respecto del suelo Rojo; presenta un máximo cuando la adición de SCG es de 2,5%. El índice de Simpson 1-D mide la dominancia y presenta valores muy similares en todos los casos, lo que indica que no aparecen microorganismos dominantes por la adición de SCG.

Tabla 1 – Índice ecológico de Chao-1

Suelo	Tiempo de incubación	%SCG	Chao-1
ROJO	0	0	109.0
		0	119.8
	30	2.5	113.5
		10	102.0
		0	105.2
	60	2.5	111.2
		10	139.6
VEGA	0	0	145.0
		0	152.1
	30	2.5	214.7
		10	229.6
		0	152.8
	60	2.5	179.9
		10	192.5

Efectos de los SCG en el suelo

Con la adición de SCG aumentan significativamente los contenidos de CO, N total, relación C/N, P y K asimilables. Con el tiempo de incubación se produce una leve disminución del CO, leve aumento del N total, leve disminución de la C/N, disminución brusca del P asimilable y disminución leve del K asimilable. El comportamiento en ambos suelos es muy similar, aunque con diferencias que ponen de manifiesto la influencia de las propiedades iniciales del suelo.

Efectos de los SCG en la estructura de la comunidad bacteriana

El estudio de DNA extraído del suelo nos indica que la adición de SCG tiene influencia en las poblaciones bacterianas. Aparecen géneros bacterianos cuyo crecimiento está limitado por la adición de SCG, como es el caso de *Rubrobacter*, lo que sugiere cierta toxicidad de los SCG. Por el contrario, los géneros bacterianos degradadores de compuestos fenólicos (*Caulobacter, Pseudomonas, Achromobacter y Rhodococcus*) se ven incrementados con la adición de SCG, dada la riqueza de estos compuestos en los SCG [5 mg GAE/g con 10% de SCG, frente a 0,02 mg GAE/g en las muestras sin SCG (valores medios para ambos suelos)].

La abundancia relativa de especies bacterianas con capacidades funcionales como PGPB (promotoras del crecimiento vegetal), degradadoras de compuestos fenólicos y degradadoras de disolventes, se incrementa con la adición de SCG (Fig. 1). Por el contrario, se observa una disminución de las degradadoras de petróleo crudo, por lo que no se recomienda este acondicionador para la biorremediación de suelos contaminados con ese agente. Con el tiempo de incubación, las bacterias de tipo PGPB y las degradadoras de disolventes, se incrementan respecto a las muestras no adicionadas. Reviste gran importancia el incremento de las bacterias PGPB, ya que este grupo incluye a fijadoras de N atmosférico y a las solubilizadoras de nutrientes. Ambos grupos previenen, además, el desarrollo de especies patógenas en el suelo.

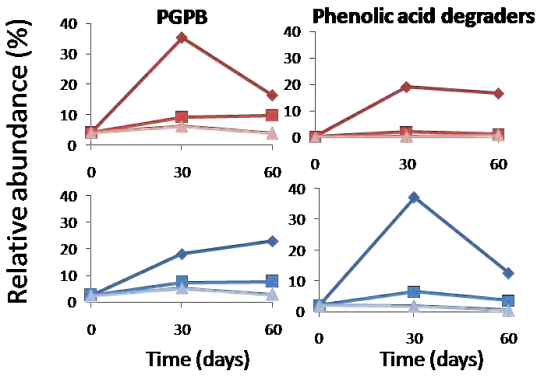


Fig.1 – Abundancia relativa de los grupos bacterianos con capacidades funcionales, en relación con el tipo de suelo, el tiempo de incubación y la dosis de SCG (▲ - 0%, ■ - 2.5% and ◆ -10% SCG.

Análisis de redundancia de las variables ambientales y la estructura de la comunidad bacteriana

Se demuestra que la adición de SCG tiene un efecto muy significativo en el sistema

suelo ensayado y que el tipo de suelo y el tiempo de incubación también tienen importancia en el efecto de los SCG (Fig. 2). El N total, el K asimilable y el CO, tienen un peso similar para ambos suelos y están relacionados en sentido negativo con el pH. Los géneros bacterianos *Acidobacteria*, *Actinobacteria* y *Chloroflexiphyla* están relacionados con el pH en ambos suelos. El resto de Phyla se relacionan con los macronutrientes y el contenido de compuestos fenólicos ácidos. En el suelo Rojo los Phyla más influidos por la adición de SCG son *Bacteriomicetes* y *Proteobacteria*, mientras que en el suelo de Vega son: *Planctomycetes*, *Proteobacteria* y *Verrucomibria*. Para todas las muestras y en ambos suelos, la adición de 10% de SCG y los 60 días de incubación generan la mayor concentración de CO, N y K asimilable, en el suelo. Por tanto estas condiciones son las más recomendables para el uso agronómico de los SCG, desde el punto de vista de la fertilidad química y biológica del suelo

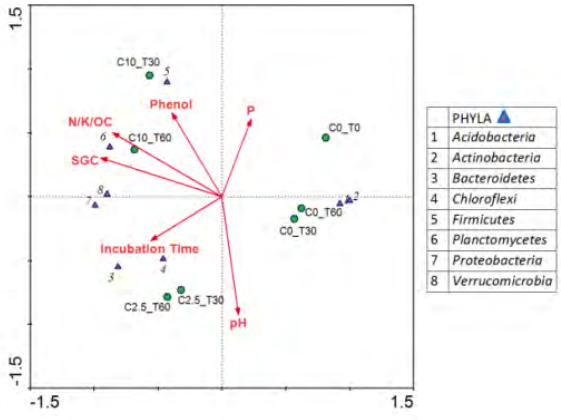


Fig.2 – Análisis multivariante. Ejemplo: Suelo de Vega. Las muestras se representan como círculos. Los parámetros fisicoquímicos y las variables % de SCG y tiempo de incubación se representan como flechas.

Conclusiones

El empleo de posos de café como enmienda orgánica en dos suelos agrícolas Mediterráneos es una excelente triple solución, ya que genera, simultáneamente, beneficios sociales, ambientales/ecológicos y económicos. La adición de SCG no sólo incrementa el estatus de nutrientes en el suelo, además, estimula el desarrollo de microorganismos de tipo PGPBs y degradadores de compuestos fenólicos, lo que se puede considerar una mejora de la calidad biológica del suelo.

Agradecimientos

Al Proyecto de Investigación: “Estrategias competitivas para la industria agroalimentaria. Revalorización de subproductos cafeteros mediante el diseño de alimentos funcionales y biofortificación agronómica” (MINECO. AGL2014-53895-R).

Referencias bibliográficas

[1] Jilani, G., Akram, A., Ali, R.M., Hafeez, F.Y., Shamsi, I.H., Chaudhry, A. N., Chaudhry, A. G. 2007. Enhancing crop growth, nutrients availability, economics and beneficial rhizospheremicroflora through organic and biofertilizers. ANNALS OF MICROBIOL. 57 (2): 177-183.

[2] Wang, Q., Garrity, G. M., Tiedje, J. M., Cole, J. R. 2007. Naïve Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy. APPL ENVIRON MICROBIOL. 73 (16): 5261-5267

[3] Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M.D.R., Ricciuti, P., Ruggiero, P., 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. SOIL BIOL AND BIOCHEM. 36 (10): 1595-1605.

[4] Guerrini, I.A., Croce C.G., Bueno, O., Jacon, C.P.R.P., Rodrigues-Nogueira, T.A., Fernandes, D.M., Gangad, A., Caprad, G.F. 2017. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. URBAN FOR & URBAN GREENING. 22: 93–104

[5] Cervera-Mata, A., Pastoriza, S., Rufián-Henares, J.A., Párraga, J., Martín-García, J.M., Delgado, G. 2017. Impact of spent coffee grounds as organic amendment on soil fertility and lettuce growth in two Mediterranean agricultural soils. ARCH AGRON SOIL SCI. Published online

Influencia de diferentes factores abióticos y bióticos en la degradación de sulfadiazina

Influence of different abiotic and biotic factors on sulfadiazine degradation

Conde Cid, Manuel[1*], Fernández Calviño, David[1], Nóvoa Muñoz, Juan Carlos[1], Arias Estévez, Manuel[1], Núñez Delgado, Avelino[2], Álvarez Rodriguez, Esperanza[2], Fernández Sanjurjo, María J.[2]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencia do Solo, Universidade de Vigo. * E-mail: manconde@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Campus de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela

Resumen

La sulfadiazina (SDZ) es un antibiótico perteneciente al grupo de las sulfonamidas y utilizado ampliamente a nivel mundial en medicina veterinaria. Debido a que se adsorbe muy poco en el suelo (Kd = 1,4 – 2,8 L kg^{-1}), la degradación constituye uno de los procesos más importantes que determinan su persistencia en el medio ambiente. El objetivo de este trabajo es estudiar los diferentes mecanismos de degradación (fotodegradación, biodegradación y degradación química) de SDZ en medio acuoso. Para ello se realizaron experimentos de degradación en agua a diferentes pHs y en presencia de suspensiones bacterianas de suelo y de gallinaza. Los resultados indican que la fotodegradación es el principal mecanismo de degradación de la SDZ y que dicho proceso es altamente dependiente del pH, siendo favorecido a pHs alcalinos. En ninguno de los casos se observó degradación microbiana. La lenta degradación de este antibiótico, sumado a su baja adsorción a los suelos, hace que este compuesto constituya un riesgo para la salud pública, ya que puede persistir en aguas superficiales y subterráneas, pudiendo entrar fácilmente a la cadena alimentaria.

Palabras clave: sulfadiazina, fotodegradación, bioadegradación, suntest, luz solar simulada.

Abstract

Sulfadiazine (SDZ) is an antibiotic included in the sulfonamide group, widely used in veterinary medicine worldwide. Due to its low degree of adsorption on soils (Kd = 1.4 - 2.8 L kg^{-1}), its persistence in the environment is mainly governed by degradation. The objective of this work is to study the different degradation mechanisms (photodegradation, biodegradation and chemical degradation) affecting to SDZ in aqueous medium. In this way, degradation experiments were carried out in water at different pHs and in the presence of soil and poultry manure bacterial suspensions. The results indicate that photodegradation is the main mechanism of degradation affecting SDZ, and that this process is highly dependent on pH, being favored at alkaline pHs. Microbial degradation did not take place in any case. The slow degradation of SDZ, in conjunction with its low adsorption to soils, makes that this antibiotic may constitute a risk for public health, as it can persist in surface- and ground-water, and can enter the food chain.

Keywords: sulfadiazine, photodegradation, biodegradation, suntest, simulated sunlight.

1. Introducción

La sulfadiazina (SDZ) es un antibiótico sintético perteneciente al grupo de las sulfonamidas y utilizado ampliamente a nivel mundial en medicina veterinaria, tanto con fines terapéuticos como para promover el crecimiento y mejorar la eficacia en la alimentación. Una gran proporción del antibiótico suministrado a los animales es excretada como compuesto original, alcanzando el medio ambiente principalmente por la aplicación de enmiendas orgánicas [1]. Una vez en el medio, el destino de estos compuestos en los sistemas suelo-agua depende de varios procesos físicos, químicos y viológicos, tales como degradación, adsorción y transporte, los cuales dependen de las propiedades del compuesto, de las propiedades del suelo y de las condiciones físico-químicas [2]. Debido a que la SDZ se adsorbe muy poco en el suelo (Kd = 1,4 – 2,8 L kg^{-1}) es comúnmente detectada tanto en aguas superficiales como subterráneas [2]. Por lo tanto, la degradación constituye uno de los procesos más importantes que determinan su persistencia en el medio ambiente, por lo que es de especial relevancia su estudio.

El objetivo de este trabajo es estudiar los diferentes mecanismos de degradación (fotodegradación, biodegradación y degradación química) del antibiótico SDZ en medio acuoso. Para esto se realizaron experimentos en agua a diferentes pHs, en un medio de cultivo y en suspensiones bacterianas de un residuo aviar y de un suelo.

2. Material y métodos

2.1. Experimentos de degradación

Para llevar a cabo los experimentos de degradación en agua a diferentes pHs, se prepararon tres disoluciones de SDZ 50 µM en agua MilliQ, una para cada uno de los pHs estudiados (4, 5,5 y 7,2) y se filtraron por 0,20 µm. El pH inicial de las disoluciones se ajustó mediante la adición de NaOH o HCl 0,5M. 10 mL de disolución de SDZ se introdujeron en viales EPA de vidrio de 40 mL. Se prepararon 3 réplicas para cada uno de los pHs, así como para cada uno de los tiempos estudiados (0,5, 1, 2, 4, 8, 12, 24, 48 y 72 h). Dichos viales se introdujeron en una cámara de simulación de luz solar equipada con una lámpara de xenon con una potencia de 550 W m^{-2} y con filtros de cuarzo con corte a 285 nm (Atlas Suntest CPS + Atlas, Germany). Pasado cada uno de los períodos de tiempo, las muestras correspondientes fueron retiradas de la cámara y en ellas se cuantificó la SDZ presente mediante HPLC.

Para los experimentos en medio de cultivo y en suspensiones bacterianas, en cada uno de los viales se introdujeron 5 mL de disolución de SDZ 100 µM preparada en medio de cultivo filtrado (0,20 µm) y se le añadieron 5 mL de agua MilliQ filtrada (experimentos en medio de cultivo) o 5 mL de suspensión bacteriana (experimentos en suspensiones bacterianas). El medio de cultivo se preparó con agua MilliQ filtrada y 1,75 g L^{-1} K_2HPO_4, 0,50 g L^{-1} KH_2PO_4, 0,58 g L^{-1} NH_4Cl and 0,25 g L^{-1} $MgSO_4.7H_2O$. Para la extracción de las bacterias se utilizó un suelo con pH 4,7, 5,3% de C y 0,51% de N, así como un residuo aviar con pH de 7,8, 31,8% de C y 2,93% de N. Las extracciones bacterianas se llevaron a cabo de la siguiente manera: se puso en contacto el suelo o el residuo aviar con agua destilada utilizando una relación 1:10 (sólido: líquido) y, dichas suspensiones, se pasaron por un vórtex a máxima velocidad durante 3 min y se centrifugaron a 3000 rpm durante 10 min. A continuación, los sobrenadantes obtenidos se filtraron a través de lana de vidrio, la cual permite el paso de los microorganismos.

Paralelamente se llevaron a cabo los mismos experimentos, pero en oscuridad.

Las cinéticas de degradación se describieron por medio de un modelo de decaimiento exponencial:

$$C/C_0 = e^{-kt} \qquad \text{Eq. 1}$$

siendo C/C_0 la fracción de la cantidad inicial que permanence en suspensión tras un tiempo t (h), y k (h^{-1}) es la constante cinética de disipación. La vida media ($t_{1/2}$) de cada compuesto se calculó de la siguiente manera:

$$t_{1/2} = \ln 2 / k \qquad \text{Eq. 2}$$

2.2. Análisis de sulfadiazina

La determinación analítica del antibiótico se llevó a cabo mediante un HPLC (Dionex Corporation, Sunnyvale, USA) conectado a un detector ultravioleta-visible (UVD170U). La separación cromatográfica se llevó a cabo en una columna Luna C18 obtenida de Phenomenex (Madrid, España). Se utilizó un volumen de inyección de 50 µL y un flujo de 1,5 mL. La fase móvil consistió de acetonitrilo y ácido fosfórico 0,01 M. Para la detección se utilizó una longitud de onda de 270 nm.

3. Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestran las cinéticas de degradación de SDZ en diferentes medios acuosos y en la Tabla 1 los parámetros cinéticos de los ajustes al modelo de pseudo-primera orden, el cual describió satisfactoriamente todos los datos experimentales, a juzgar por los valores de R^2, que fueron iguales o superiores a 0,95 (Tabla 1).

Tabla 1. Parámetros cinéticos de pseudo primera-orden para la degradación de SDZ bajo luz solar simulada. K: constante de velocidad de pseudo primera-orden (h^{-1}) ; $t_{1/2}$: vida media (h).

Matriz	k (h^{-1})	$t_{1/2}$ (h)	R^2
Agua pH 4,0	0,0098	71	0,97
Agua pH 5,5	0,036	19	0,98
Agua pH 7,2	0,052	13	0,97
Medio de cultivo (pH 7,2)	0,08	9	0,95
Suspensión bacterina de suelo (pH 7,2)	0,85	0.82	0,99
Suspensión bacteriana de gallinaza (pH 7,2)	0,29	2.4	0,98

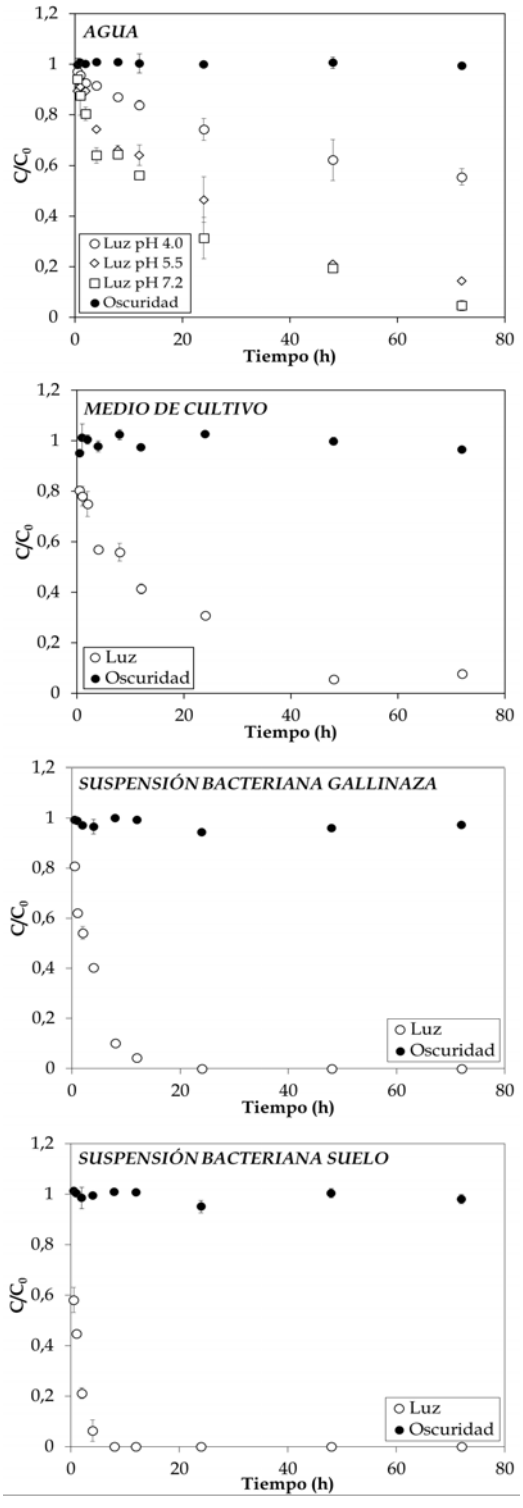
En agua y bajo luz, la SDZ se degradó un 95% transcurridas 72 h en el experimento realizado a pH 7,2. Sin embargo, en oscuridad no se produjo degradación en ninguno de los casos, indicando que el principal proceso de degradación de la SDZ en agua es la fotodegradación.

Tabla 2. Porcentajes de las diferentes especies de SDZ presentes en el medio en función del pH.

pH	SDZ^{+1}	SDZ^{0}	SDZ^{-1}
4	1,24	98,25	0,52
5,5	0,03	85,74	14,23
7,2	0,00	10,73	89,27

Además, la velocidad de degradación se incrementó considerablemente con el incremento del pH, obteniéndose así una constante cinética (k) de 0,0098 h^{-1} para pH 4,0, 0,036 h^{-1} para pH 5,5 y 0,052 h^{-1} para pH 7,2; y unas vidas medias de 71, 19 y 13 h a pH 4,0, 5,5 y 7,2, respectivamente (Tabla 1).

Figura 1. Degradación de SDZ en diferentes matrices acuosas. Las barras de error representan dos veces la desviación estandar de la media (n=3).



Esto es debido principalmente al carácter anfótero de la molécula de SDZ, por lo que, en función del pH del medio, predominará una u otra especie. Así, a pH 4, la SDZ se encuentra principalmente en forma neutra y, a medida que aumenta el pH, la forma aniónica pasa a ser la predominante (Tabla 2). En este sentido, los resultados obtenidos parecen indicar que el proceso de fotodegradación es favorecido cuando predominan las especies aniónicas en el medio. Este efecto del pH también fue observado por otros autores, tanto para la SDZ [3] como para otros antibióticos [4].

En los experimentos en presencia del medio de cultivo y bajo luz se observó una mayor velocidad de degradación (k = 0,08 h^{-1}; $t_{1/2}$ = 9 h) que en el experimento con agua al mismo pH (k = 0,052 h^{-1}; $t_{1/2}$ = 13 h), mientras que en oscuridad tampoco se observó degradación (Tabla 1, Figura 1). Por lo tanto, la mayor degradación observada con respecto al experimento en agua puede ser debida a la presencia de ciertos elementos en el medio de cultivo que actúan como catalizadores de la fotodegradación para este compuesto. En este sentido, Prabhakaran et al. (2009) [4] observaron que la presencia de fosfatos incrementaba considerablemente la fotodegradación de difloxacin y sarafloxacin.

Finalmente, en los experimentos en presencia de suspensiones bacterianas bajo luz se observó una mayor velocidad de degradación que en el experimento solamente con medio de cultivo. Así, en el experimento con suspensión bacteriana de suelo se obtuvo una vida media de 0,82 h y en el experimento con suspensión bacteriana de residuo aviar de 2,4 h, mientras que en el experimento con solamente medio de cultivo la vida media observada fue de 9 h (Tabla 1). Sin embargo, en ninguno de los dos casos se observó degradación en oscuridad, por lo que esta mayor degradación no puede ser atribuída ni a adsorción ni a biodegradación. Al igual que en el experimento solamente con medio de cultivo, esta mayor degradación es probablemente debida a diferentes compuestos presentes en dichas suspensiones que actúan como fotosensibilizadores. En esta línea, Jiao et al. (2008) [5] han observado la influencia de la materia orgánica disuelta y de nitratos en el incremento de la fotodegradación de compuestos orgáncos.

4. Conclusiones

El principal mecanismo responsable de la degradación de SDZ en medio acuoso es la fotodegradación. Además, se observó que este proceso es altamente dependiente del pH, siendo favorecido en medios alcalinos. En ninguno de los casos se observó ni adsorción ni biodegradación. La baja velocidad de disipación de este antibiótico implica un elevado potencial contaminante y explica su presencia tanto en aguas superficiales como subterráneas.

Agradecimentos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad a través de los proyectos CGL2015-67333-C2-1-R y -2-R (Fondos FEDER). Manuel Conde Cid posee una ayuda predoctoral FPU (FPU15/02820) y David Fernández Calviño un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411).

Referencias bibliográficas

[1] Baran, W., Adamek, E., Ziemianska, J., Sobczak, A., 2011. Effects of the presence of sulfonamides in the environment and their influence on human health. Journal of Hazardous Materials. 196: 1-15.

[2] Sarmah, A.K., Meyer, Boxall, A.B.A., 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (Vas) in the environment. Chemosphere. 65: 725-759.

[3] Periša, M., Babić, S., Škorić, I., Frömel, T., Knepper, T. P., 2013. Photodegradation of sulfonamides and their N^4-acetylated metabolites in water by simulated sunlight irradiation: kinetics and identification of photoproducts. Environ. Sci. Pollut. Res. 20: 8934-8946.

[4] Prabhakaran, D., Suku, P., Lamshöft, M., Maheswari, M.A., Zühlke, S., Spiteller, M., 2009. Photolysis of difloxacin and sarafloxacin in aqueous systems. Chemosphere. 77: 739-746.

[5] Jiao, S., Zheng, S., Yin, D., Wang, L., Chen, L., 2008. Aqueous photolysis of tetracycline and toxicity of photolytic products to luminescent bacteria. Chemosphere. 73: 377-382.

Nitrogen dynamics in soils amended with pig slurry treated by acidification or nitrification inhibitor addition

Dinâmica do azoto em solos fertilizados com chorume de porco tratado por acidificação ou adição de inibidor de nitrificação

David Fangueiro[1*], Sonia Surgy[1], Irene Fraga[2], Fernando Girão Monteiro[1], Ernesto Vasconcelos[1], João Coutinho[4]

[1] LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal; dfangueiro@isa.ulisboa.pt

[2] CITAB, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, UTAD, Quinta dos Prados, 5000-801 Vila Real, Portugal

[3]CEF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal;

[4]Chemistry Centre, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, UTAD, Quinta dos Prados, 5000-801 Vila Real, Portugal

Resumo

O tratamento dos efluentes de suinicultura por acidificação tem demonstrado grande eficiência na minimização das emissões de amoníaco. Por outro lado, alguns estudos recentes indicam que a acidificação do chorume poderá ter algum efeito na dinâmica do azoto após aplicação ao solo, nomeadamente uma inibição ou atraso da nitrificação e também um impacto na mineralização do azoto orgânico. No entanto, os efeitos observados em estudos anteriores variam com o tipo de solo considerado.

No presente trabalho, consideraram-se 5 solos com características contrastantes aos quais foram aplicados os seguintes tratamento: 1) chorume não tratado (RS); 2) chorume acidificado (AS); 3) chorume tratado com inibidor da nitrificação (DMPP); 4) solo não fertilizado (CTR). Realizou-se uma incubação aeróbia durante 92 dias e os teores de NH_4^+ e NO_3^- foram monitorizados em cada tratamento e cada solo. Foi também determinado o potencial de nitrificação em cada tratamento 8 dias apos a aplicação dos chorumes.

Palavras-chave: inibidor da nitrificação, DMPP, disponibilidade de azoto, características do solo

Abstract

Pig slurry treatment by acidification has proved to be an efficient solution to minimize ammonia emissions following soil application. On the other hand, recent studies showed that slurry acidification might have an impact on nitrogen dynamics following soil application, namely a decrease or delay of the nitrification process as well as a positive effect on organic nitrogen mineralization. However, such effects observed in previous studies rely on the characterisitcs of the soil used.

In the present work, we considered five contrasting soils with the following treatments: 1) Soil + Raw Slurry (RS); 2. Soil + Acidified slurry (AS); 3. Soil + slurry + DMPP (DMPP); 4. Soil only (CTR). An aerobic laboratory incubation was performed in controlled conditions over 92 days and the NH_4^+ e NO_3^-content in soil was followed over time in each ttreatment and each soil. The nitrification potencial was also determined 8 days after slurry application to soil.

Keywords: Nitrification inhibitors, DMPP, nitrogen availability, soil characteristics

Introduction

Over the last years, new management practices and treatments have been developed to increase the N use efficiency of animal slurry and simultaneously decrease N losses that have a significant environmental pollution impact [1].

It has been seen that the addition of nitrification inhibitors as 3, 4-dimethylepyrazolephosphate (DMPP) to animal slurry results in a significant delay of nitrification with a direct effect on NO_3^- leaching and also N_2O emissions [2, 3]. However, the soil characteristics as pH, soil organic matter and soil texture has a significant effect on the DMPP efficiency,

Slurry acidification has proved to be an efficient technique to minimize ammonia emissions during slurry storage and after soil application [4]. Previous studies performed in our research group indicated that the nitrification and mineralization processes in amended soil are influenced by slurry acidification. However, no differences were observed in some soils amended with acidified and non acidified slurry and the reasons for the delay in nitrification observed in some soil amended with acidifified slurry still needs to be properly clarified [4].

The main objective of the present work was to assess the effect of pig slurry treatment by acidification or DMPP addition on N mineralization and nitrification in five contrasting soils.

Material and Methods

Soils were sampled from the upper layer (0-10 cm) of five cultivated agricultural areas at Palmela (PAL), Lisbon (TAP), Castelo Branco (CB); Estareja (EDM) and Elvas (ELV). Each soil was air dried and sieved at 2 mm All the five soils were characterized and the main parameters are shown in Table 1.

Pig slurry was sampled in a commercial farm located close to Sintra (Portugal) and divided in three sub-samples: a first one to be used directly without any treatment; the second one was acidified to pH 5.5 by addition of concentrate sulphuric acid; the last one was added with DMPP at a rate of 2.5 mL DMPP (5g L-1) per kg of slurry. DMPP (liquid formulation, 25%, provided by COMPO, Spain) was dissolved with deionised water to a concentration of 5 g L-1. Fresh samples of raw and treated slurry were previously analysed before the incubation setup and their main characteristics are shown in Table 2

Table 1 – Main characteristics of the five soils used (mean values of 3 replicates)

Soil	Classification WRB (2006)	Texture	Org matter (g kg^{-1})	pH (H_2O)	Total N (mg kg^{-1})	C:N
PAL	Haplic Arenosol (Dystric)	Sandy	15.2	5.71	914.4	9.7
TAP	Vertic Cambisol (Eutric)	Clay loam	19.4	7.25	823.1	13.7
CB	Haplic Cambisol (Dystric)	Sandy loam	21.3	5.05	1004.9	12.3
EDM	Haplic Regosol (Humic)	Sandy loam	32.6	6.81	904.9	20.9
ELV	Cambic Leptosol (Calcaric)	Silt loam	34.3	7.71	1626.9	12.2

An aerobic incubation was performed for 92 days at 25ºC to follow the N mineralization/immobilization dynamics in soil after the application of pig slurry treated by acidification or DMPP addition. The following treatments (3 replicates) were considered:

1. Soil + Raw Slurry (RS)
2. Soil + Acidified slurry (AS)
3. Soil + slurry + DMPP (DMPP)
4. Soil only (CTR)

For each soil, 50 g of dry soil were thoroughly mixed with 1 g of fresh slurry (raw or pre-treated) in 150 ml PVC containers. The amount of slurry applied corresponds to a total N application rate equivalent to 130 mg N kg^{-1} dry soil; distilled water was added to adjust soil moisture to 60% of soil WHC. The control treatment did not receive any slurry but water was added to reach 60% of soil WHC.

A destructive sampling system was considered: 3 experimental units were prepared for each soil, each treatment,

and each sampling date. Soil samplings were performed at days 3, 8, 11, 15, 22, 29, 36, 57, 78 and 92 of the incubation experiment. The PVC containers were loosely capped to avoid drying and the moisture was regularly controlled (by weighing) and kept constant at 60% of soil WHC in all treatments along the incubation period by adding distilled water whenever necessary.At each sampling date, the ammonium and nitrate contents in the soil were measured. The potential of nitrification was also assessed for each treatment on day 8

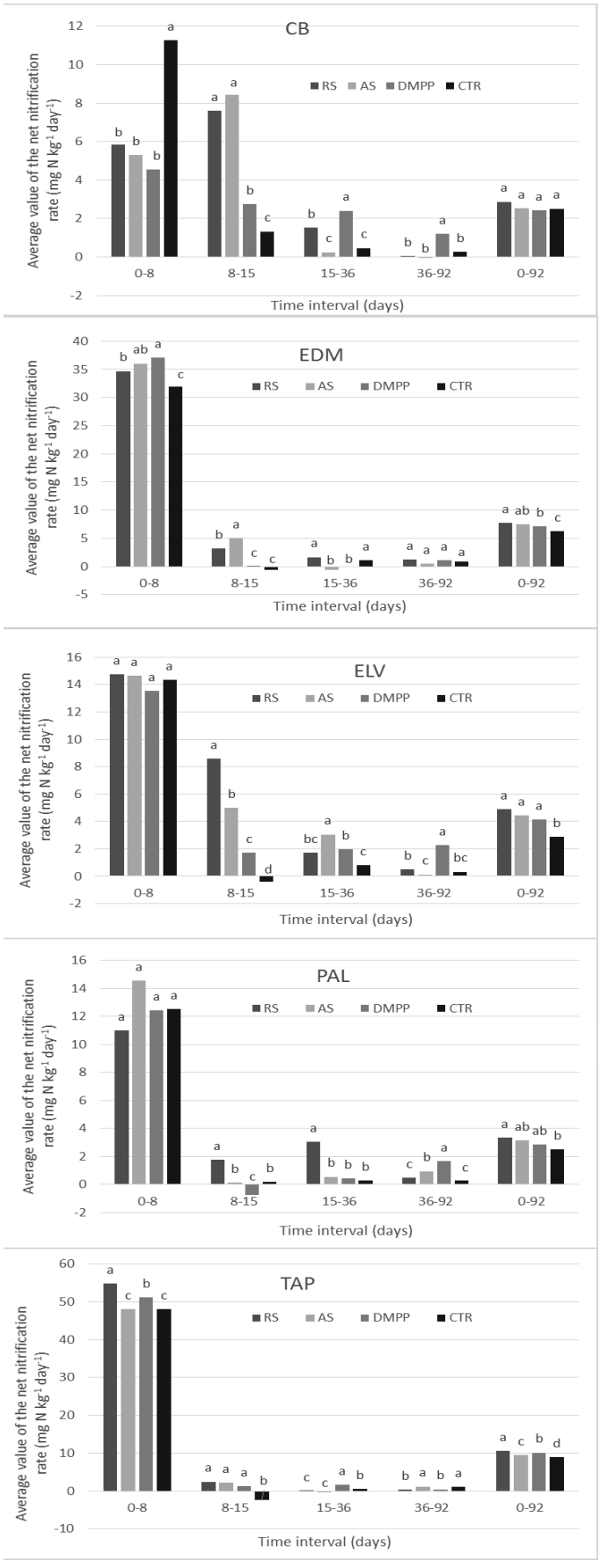
Table 2 – Main characteristics of the raw slurry, acidified slurry and DMPP amended slurry; mean of three replicates (data expressed on a fresh weight basis)

	Raw slurry	Acidified slurry	DMPP amended slurry
DM (g kg^{-1})	55	65.9	57.4
Total C (g C kg^{-1})	22.6	27.6	23.7
Total N(g N kg^{-1})	6.6	6.7	6.6
NH_4^+ (g N kg^{-1})	4.9	4.9	4.9
NO_3^- (mg N kg^{-1})	< 1	< 1	< 1
pH	6.9	5.5	6.9

Results and discussion

The effect of slurry acidification in stimulating N mineralization and decreasing N immobilization processes after soil application, observed previously, in sandy soils [5], was not so clear in the present study, with only a significant decrease of N immobilization relative to raw slurry observed in TAP soil during the first 15 days (later the mean values in AS was always lower than in RS even if not statistically significant). The mineralization pattern varied significantly between RS and AS in all soils all over the incubation indicating that slurry acidification has a significant influence on the mineralization and immobilization processes. Nevertheless, such effect is mainly ruled by the soil characteristics (buffer capacity) that will impact directly on the effect of acidified slurry application.

Fig. 1 – Average value of the net nitrification rate (mg N kg-1 day-1) in each time interval



The nitrification rate observed in each soil and each treatment was calculated for some time intervals (Figure 1). A similart increase of the nitrification rate was observed in fertilized treatments relative to control during the first 8 days of incubation in CB, ELV and PAL soil. A significant ($P<0.05$) increase of the nitrification rate relative to CTR was observed during the first 8 days of incubation following the application of raw and treated slurry to EDM soil. Curiously, the highest increase was observed in DMPP and AS treatments. DMPP treatment led to a lower nitrification rate compared to raw slurry application until day 36 in EDM and PAL soils, day 15 in CB and ELV soils and day 8 in TAP soil.

A significant decrease of nitrification was observed when applying acidified slurry rather than raw slurry in PAL soil during all the incubation and in ELV soil during the first 15 days. However, no or low effect was observed in the remaining soils and in some occasions, nitrification rates in AS were higher than in RS.

No significant differences were observed between fertilized treatments in CB, ELV and PAL soils when comparing the nitrification rate over the whole incubation,. In EDM, a significantly lower value of nitrification rate was observed in DMPP relative to RS while in TAP soil, a significantly lower value was observed in DMPP and AS treatment relative to RS. but no differences were observed between acidified and non-acidified slurry application.

In the present study, a delay in nitrification was observed in some soils amended with acidified slurry as reported in previous studies but, such effect was not observed in all soil types, indicating that the effect of slurry acidification might be mitigated in some soils, namely in EDM and ELV which show a high buffer capacity. In these cases, almost no pH change occurs following application of acidified slurry and consequently, nitrification process is not affected. Furthermore, the high carbonate content of ELV soil might have neutralize the acidified slurry what can explain the similar nitrification rates observed in RS and AS during the first eight days of incubation.

Conclusions

Soil characteristics rule the impact of slurry acidification on the N dynamics after soils application. Nitrate contents in soil amended with acidified slurry remained lower than in soil amended with slurry treated with DMPP in some of the soils tested but the nitrification inhibitory effect of acidified slurry is not so evident as the effect of the nitrification inhibitor, DMPP. It can then be concluded that slurry acidification prevents efficiently NH_3 emissions without increasing nitrification and consequent potential nitrate leaching.

Acknowledgments

This work was supported by the FCT - Portuguese Foundation for Science and Technology, under the project Project PEst-OE/AGR/UI0528/2014, PEst-OE/AGR/UI4033/2014 and project PTDC/AGR-PRO/119428/2010. David Fangueiro has received a grant from the FCT (SFRH/BPD/84229/2012).

Referências bibliográficas

[1] Foged, L.H., Flotats, X., Bonmati Blasi, A., Palatsi, J., Magri, A., Martin Schelde, K., 2011. Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report No. I concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. 138 pp.

[2] Pereira, J., Fangueiro, D., Chadwick, D., Misselbrook, T., Coutinho, J., Trindade, H., 2010. Effect of cattle slurry pre-treatment by separation and addition of nitrification inhibitors on gaseous emissions and N dynamics: A laboratory study. Chemosphere 79, 620-627.

[3] Fangueiro, D., Fernandes, A., Coutinho, J., Moreira, N., Trindade, H., 2009. Influence of nitrification inhibitors on annual ryegrass yield and soil mineral N dynamics after incorporation with cattle slurry. Comm. Soil. Sci. Plant Anal. 40, 3387–3398..

[4] Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F., 2015. Acidification of animal slurry: a review. J. Environ. Manag. 149, 46-56.

[5] Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., Vasconcelos, E., 2013. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. J. Plant Nutr. Soil Sci. 176, 540-550.

Influência dos níveis de arsénio solúvel nas atividades enzimáticas em incubações laboratoriais de solo

Influence of soluble arsenic levels on enzyme activities in soil laboratory incubations

Martins, M. Rosário[1], Piçarra, Andreia[1] Nunes, Jorge Delgado[2]*, Alexandre, Carlos[2]

[1] Laboratório HERCULES & Departamento de Química, Escola de Ciência e Tecnologia, Universidade de Évora, Largo Marquês de Marialva 8, 7000-809 Évora

[2] Departamento de Geociências e ICAAM - Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas, Universidade de Évora, Apdo. 94, 7002-554 Évora, Portugal) *jdnunesl@uevora-pt

Resumo

Os níveis de arsénio no arroz podem representar uma ameaça à saúde pública, sendo essencial desenvolver novas estratégias para reduzir a acumulação deste mineral. As enzimas do solo são importantes indicadores biológicos de fertilidade e qualidade do solo, designadamente desidrogenases, fosfatases, arilsulfatases, β-glucosidases, podendo também estar relacionadas com os níveis de assimilação do arsénio pela planta. Neste estudo procedeu-se à avaliação da atividade enzimática em ensaios laboratoriais com solo alagado contendo teores moderados de arsénio (cerca de metade do qual aplicado em todas as modalidades, excepto no controlo) com e sem adição de óxidos de ferro e/ou manganês, sintetizados e naturais, com vista a avaliar a redução dos níveis de arsénio e a correlacionar com a presença de atividade microbiana. Os resultados revelaram um aumento do teor proteico das soluções do solo aos 30 dias de incubação, sugerindo um aumento da atividade enzimática no decurso da incubação. Os valores de atividade de desidrogenases indicaram a presença de populações microbianas ativas, mas não se observaram diferenças significativas para os diferentes materiais testados. A atividade de fosfatases aumentou no início da incubação e diminuiu aos 30 dias de incubação, indicando uma correlação com os níveis de arsénio nas soluções de solo da maioria das modalidades testadas.

Palavras-chave: Arsénio, qualidade do solo, desidrogenases, fosfatases, arilsulfatases, β-glucosidases.

Abstract

Arsenic levels in rice represent a threat to public health, becoming essential the development of new strategies to reduce this mineral accumulation. Soil enzymes are important biological indicators of soil fertility and soil quality, namely dehydrogenases, phosphatases, arylsulfatases and β-glucosidases, which may also be related to the levels of arsenic assimilation by the plant. For this purpose, several laboratorial experiments with flooded soil, containing moderate levels of arsenic (with about half of it applied to all treatments, except for the control), with and without addition of iron and/or manganese oxides were performed and enzymatic activities were evaluated in order to correlate the presence of microbial activity with the reduction of arsenic levels. Results showed an increase of the protein content of the soil solutions at 30 days of incubation, suggesting an increase of enzyme activity during the time period of the incubation. The values of dehydrogenases activity indicated the presence of active microbial populations, nevertheless no significant differences were observed for the different assays. The phosphatase activity increased at the beginning of incubation, and decreased at 30 days incubation, suggesting a correlation with the arsenic levels of the soil solutions for the majority of the tested treatments.

Keywords: Arsenic, soil quality, dehydrogenases, phosphatases, arylsulfatases, β-glucosidases.

Introdução

Cerca de 50% da população mundial utiliza o arroz (*Oryza sativa*) como alimento, tendo-se verificado que esta cultura tende a acumular elevados níveis arsénio [1].

O arsénio existe no solo em diferentes estados de oxidação, sendo as formas mais tóxicas o arsenato, As(V), predominante em ambientes aeróbios e o arsenito, As(III), predominante em ambientes anaeróbios [2]. A interconversão entre estas duas formas é interdependente de processos bióticos e abióticos, sendo fortemente influenciada pelo potencial redox, pH do meio e atividade microbiana do solo [3]. Nas plantas, o As pode ser absorvido como As(V) pelos transportadores de fosfato, e convertido na raiz da planta em As(III) por ação de arsenato-reductases [4].

O arroz possui maior capacidade para absorver o arsénio, devido às condições de anaerobiose em que é produzido, sendo essencial desenvolver estratégias e soluções tecnicamente viáveis que permitam reduzir a acumulação de arsénio neste cereal [1,4]. A contaminação por As a longo prazo afeta a qualidade do solo e a sua biomassa microbiana, principal fonte de enzimas, muitas das quais com papel relevante nos ciclos microbiológicos de transformação de substratos essenciais para as plantas [5, 6].

As desidrogenases são enzimas intracelulares indicadoras da biomassa microbiana solo. As fosfatases são enzimas extracelulares envolvidas no ciclo do fósforo, responsáveis pela hidrólise do fósforo orgânico. As arilsulfatases estão envolvidas no ciclo do enxofre e são responsáveis pela hidrólise de esteres aromáticos em iões sulfato, absorvidos pelas plantas. As β-glucosidases são responsáveis pela hidrólise e biodegradação de β-glicosí-deos presentes em tecidos vegetais [6-9].

Neste estudo, pretendeu-se avaliar a influência das enzimas indicadores da qualidade do solo em ensaios laboratoriais mimetizadores das condições de inundação verificadas nos arrozais, de modo a correlacionar a sua atividade com os tratamentos efetuados e com os níveis de arsénio observados nos diferentes ensaios laboratoriais.

Materiais e métodos

Preparação dos ensaios laboratoriais

Neste estudo, planificaram-se ensaios laboratoriais com solo usado também em ensaios com plantas realizados em Salvaterra de Magos (COTArroz). Foram preparadas incubações fechadas de solo em solução aquosa, contendo apenas solo (C), solo adicionado com arsenito de sódio, de modo a conter 10 mg As kg^{-1} (A), solo contendo As(III) 10 $mg.kg^{-1}$ e 1,2 g. kg^{-1} de ferrihidrite (AF), solo contendo 10 mg As kg^{-1} e 1,2 $g.kg^{-1}$ de birnessite (AM), solo contendo As(III) 10 $mg.kg^{-1}$ e 0,6 $g.kg^{-1}$ de ferrihidrite e 0,6 $g.kg^{-1}$ de birnessite (AFM) e solo contendo As(III) 10 $mg.kg^{-1}$ e 1,2 $g.kg^{-1}$ de nódulos de Fe e Mn recolhidos no campo (AN). As amostras foram analisadas após 4h, 7, 15 e 30 dias de incubação. Após centrifugação (10 000 *g*) procedeu-se à filtração do sobrenadante (0,45 µm) para obtenção das soluções de solo, que foram conservadas a -20ºC até a análise.

Quantificação do teor de proteína

A determinação da concentração de proteína no solo e nas soluções de solo foi efetuada pelo método de Bradford modificado, utilizando solução de azul de Coomassie G 0,06% (m/v), com quantificação do complexo formado a 690 nm [10]. As amostras foram diluidas em tampão fosfato 0,14 M a pH 7,1 e incubadas num banho com agitação a 37ºC durante 2 horas.

Atividade de desidrogenases

A atividade enzimática de desidrogenases no solo inicial e nas soluções do solo foi determinada utilizando como substrato o cloreto de 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-

feniltetrazolio (INT) que na presença da desidrogenase sofre uma remoção do hidrogénio com formação do iodonitrotetrazólio-formazão (INTF) de coloração avermelhada. As amostras foram incubadas em tampão tris-HCl 1M pH 7,4 contendo INT 0,5 % (m/v) em dimetilformamida (DMF), durante uma hora a 40ºC, com agitação. O INTF formado foi quantificado a 490 nm [7].

Atividade enzimática de fosfatases

A quantificação de fosfatases foi determinada pelo método de Tabatabai & Bemner modificado. Este baseia-se na hidrólise do p-nitrofenilfosfato (p-NPP), com libertação de p-nitrofenol (p-NP). Para quantificação da atividade de fosfatases ácida e básica, prepararam-se amostras em tampão universal modificado pH 6 e 9, respetivamente, contendo p-NPP 115 mM e incubadas 1h a 37ºC. O p-NP formado foi quantificado a 405 nm [11]

Atividade de arilsulfatases

A atividade enzimática de arilsulfatases foi determinada de acordo com o método descrito por Tabatabai & Bremner modificado, no qual o substrato p-nitrofenilsulfato (p-NPS) é convertido em p-nitrofenol (p-NP). As amostras foram preparadas em tampão acetato 500 mM pH 5,8 contendo p-NPS 25 mM e incubadas durante 2 horas a 22ºC, com agitação. O p-NP formado foi quantificado a 405 nm [8].

Atividade de β-glucosidases

A quantificação da atividade de β-glucosidases foi efetuada pelo método proposto por Eivazi e Tabatabai (1998), modificado, no qual o p-nitrofenil-β-glucopiranosido (p-NPG) sofre hidrólise, com quantificação do p-nitrofenol (p-NP). As amostras foram incubadas em tampão universal modificado pH 6,0 contendo p-NPG 50 mM, durante 1 hora a 37ºC, com agitação. O p-NP formado foi quantificado a 405 nm [12].

Resultados e discussão

No Quadro 1 apresentam-se os parâmetros bioquímicos do solo inicial. Este apresentou um pH de 6 e um teor proteico de 38 $g.Kg^{-1}$ de solo.

Quadro 1 – Caraterização bioquímica do solo

Atividade enzimática	(μmol/h/g solo)
Desidrogenases	$6,2x10^{3}$ ± 0,01
Fosfatases	11,2 ± 0,52
Arilsulfatases	1,33± 0,62
β-glucosidases	4,90 ± 0,61

As desidrogenases são enzimas intracelulares que estão envolvidas nos processos de fosforilação oxidativa do solo. O valor de atividade de desidrogenases observado para o solo encontra-se de acordo com valores tabelados para solos com intensa atividade microbiana [3, 6]. A atividade de fosfatases apresentou valores dentro dos valores de referência, sugerindo uma elevada biodisponibilidade do fósforo inorgânico [3, 5]. O solo apresentou baixos valores de atividade de arilsulfatases, apesar de se encontrar dentro dos valores de referência, o que poderá sugerir a presença de enxofre no solo [13]. O solo apresentou também valores de β-glucosidases dentro do intervalo de referência de atividade, o que poderá sugerir a presença de compostos com alto teor de carbono no solo [13].

Nos ensaios laboratoriais, observou-se uma tendência para um ligeiro aumento do teor proteico nas soluções de solo a partir dos 15 dias de incubação, o que poderá indicar um ligeiro aumento da concentração de enzimas extra-celulares e/ou de microrganismos ativos, em condições de redução. Os valores de atividade de desidrogenases indicaram a presença de populações microbianas ativas, não se observando diferenças entre os diferentes ensaios nem entre os diferentes tempos de incubação.

Aos 30 dias, observou-se um aumento dos valores de atividade de fosfatases nas

soluções da modalidade A comparativamente com a modalidade C. Paralelamente, observou-se também um aumento na atividade de fosfatases nas soluções resultantes das incubações de solo AF e de solo AM em relação a C, mas inferior à modalidade A. Os resultados mostraram também uma tendência para diminuição da atividade enzimática de arilsulfatases nas soluções do solo ao longo do tempo, aos 30 dias de incubação para as modalidades C e AF. Não se observaram diferenças na atividade de β-glucosidases ao longo do tempo de incubação e dos diferentes tipos de incubação.

Estudos recentes referem uma correlação entre a atividade de fosfatases e a biodisponibidade de arsénio no solo [14]. Dado que, após 30 dias de incubação, as concentrações de As foram muito inferiores nos tratamentos com adição de materiais de Fe e Mn por comparação com a modalidade A, embora superiores ao controlo (C), a variação observada nos níveis de atividade enzimática de desidrogenases e fosfatases poderá estar correlacionada com o teor de arsénio presente nas soluções do solo dos diferentes tratamentos [15].

Agradecimentos

Este trabalho é co-financiado pela União Europeia através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional, enquadrado no ALENTEJO 2020 (Programa Operacional Regional do Alentejo) através do projeto "Produção de Arroz com baixo teor de arsénio" com a referência ALT20-03-0145-FEDER-000024.

Referências bibliográficas

[1] Robberecht, H., Van-Cauwenbergh, R., Bosscher, D., Cornelis, R., Deelstra, H. 2002. Daily dietary total arsenic intake in Belgium using duplicate portion sampling and elemental content of various foodstuffs. *European Food Research and Technology*, 214: 27-32.

[2] Yu, H.Y., Wang, X., Li, F., Li, B., Liu, C., Wang, Q., Lei, J. 2017. Arsenic mobility and bioavailability in paddy soil under iron compound amendments at different growth stages of rice. *Environmental Pollution* 224: 136-147.

[3] Doran, J.W. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88: 119-127.

[4] Su, Y.H., McGrath, S.P., Zhao, F.J. 2010. Rice is more efficient in arsenite uptake and translocation than wheat and barley. *Plant Soil*, 328: 27-34.

[5] Bhattacharyyaa, P., Tripathyb, S., Kima, S.K., Kima S. 2008. Arsenic fractions and enzyme activities in arsenic-contaminated soils by groundwater irrigation in West Bengal. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 71: 149–156.

[6] Winding, A., Hund-Rinke, K., Rutgers, M. 2005. The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62: 230-248.

[7] Martins, M.R., Santos, F., Candeias, P., Cruz-Morais, J. 2010. Efeito da temperatura, pH e vestígios de Hg2+ e Pb2+ na actividade de desidrogenases e urease num solo da região de Évora. *Revista de Ciências Agrárias*, 33(1): 314-322. ISSN 0871-018X.

[8] Shi, J., Vlamis-Gardikas, A., Âslund, F., Holmgren, A., Rosen, B. 1999. Reactivity of glutaredoxins, 1, 2. and 3 from *Escherichia coli* shows that glutaredoxin 2 is the primary hydrogen donor to ArsC-catalyzed arsenate reduction. *The Journal of Biological Chemistry*, 274 (51): 36039-36042.

[9] Duan, G. L., Zhu, Y.G., Tong, Y.P., Cai, C., Kneer, R. 2005. Characterization of arsenate reductase in the extracts of roots and fronds of Chinese brake fenr, an arsenic hyperaccumulator. *Plant Physiology*, 138: 461-469.

[10] Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of mcrogram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72(1–2): 248-254.

[11] Tibbett, M. 2002. Considerations on the use of the p-nitrophenyl phosphomo-noesterase assay in the study of the phosphorus nutrition of soil borne fungi. *Microbiological Research*, 157: 221-231.

[12] Turner, B.L., Hopkins, D.W., Haygarth, P.M., Ostle, N. 2002. β-glucosidase activity in pasture soils. *Applied Soil Ecology*, 20:157-162.

[13] Burns R. G.; Dick Richard P. 2002. Enzymes in the environment: activity, ecology, and applications, CRC Press, New York, USA.

[14] Wang, Z., Tan, X., Lu, G., Naidu R., He, W. 2018. Soil properties influence kinetics of soil acid phosphatase in response to arsenic toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147: 266-274.

[15] Nunes, J.D., Alexandre, C., Abreu, M.M. 2018. Efeito de minerais de ferro e manganês no arsénio solúvel em incubações laboratoriais: resultados preliminares. *VIII Congresso Ibérico de Ciência do Solo* (Esta publicação)

The carbon pool determined by permanganate as a tool to evaluate the short–term effect of slurry application on soil carbon

O uso do carbono oxidável por permanganato na avaliação dos efeitos de curto prazo da aplicação de chorume no carbono do solo

Fraga, Irene[1], Carneiro, Paulo[3], Fangueiro, David[4], Bajouco, Rui[2], Bezerra, Rui[1] and Coutinho, João[2*]

[1]CITAB, DeBA-ECVA, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000-801 Vila Real, Portugal (ifraga@utad.pt)

[2]CQ-VR, DeBA-ECVA, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000-801 Vila Real, Portugal (j_coutin@utad.pt*)

[3]ESAC, Escola Superior Agraria de Castelo Branco Instituto Politécnico de Castelo Branco, Portugal

[4]LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal (dfangueiro@isa.ulisboa.pt)

Resumo

Nas últimas décadas, a qualidade do solo tem recebido especial atenção devido ao impacto das práticas de gestão do solo, especialmente nos parâmetros que são usados como indicadores da qualidade do solo, nomeadamente o teor de C orgânico (COS). O objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto da aplicação de chorume (pré-tratamentos e método de aplicação) no teor de COS estimado pelo teor de C oxidável pelo permanganato de potássio (COxP). Os tratamentos incluíram a aplicação de: azoto mineral (Nmin); fração líquida de chorume sem incorporação (LF); chorume bruto seguido de incorporação (WS1); chorume bruto parcialmente incorporado (WS2); chorume bruto injetado (Inj); chorume bruto acidificado e parcialmente incorporado (AWS); e um tratamento de controlo (C), sem adição de chorume ou Nmin. Embora os valores estejam correlacionados (r = 0,88 **), os resultados indicam que, ao contrário dos valores de C orgânico total (COT), apenas o parâmetro COxP detetou diferenças significativas (C<Nmin<LF<AWS<WS1<Inj<WS2), coerentes com as quantidades de C orgânico adicionado em cada tratamento e com o tipo de aplicação. Deste modo, o POxC parece ser um indicador sensível para avaliar, ou antecipar, a evolução do sequestro do C no solo. Em detrimento do COT, os resultados indicam a utilidade da determinação de POxC para avaliar o sequestro de C, a curto prazo, em resultado da adoção de novas práticas de gestão do solo.

Palavras-chave: sequestro de carbono, chorume acidificado, carbono oxidável por permanganato, qualidade do solo

Abstract

In the last decades, soil quality has received special attention mainly due to the impact of soil management practices, especially in the parameters that are used as soil quality indicators, namely soil organic carbon (SOC). The aim of the present work was to assess the impact of soil fertilization using slurry with focus on slurry pre-treatment and application method on SOC estimated by POxC content. Treatments included: mineral nitrogen (Nmin); liquid fraction of slurry without incorporation (LF); whole raw slurry followed by incorporation (WS1); whole raw slurry partially incorporated at seedling (WS2); whole raw slurry injection (Inj); acidified whole slurry partially incorporated at seedling (AWS); and a control treatment (C) without any amendment. Although TOC and POxC values are correlated (r=0.88**), only POxC is able to detect significant differences (C <Nmin <LF <AWS <WS1 <Inj <WS2), unlike TOC contents, in agreement with amounts of applied C added in each treatment and type of application. Consequently, POxC seems to be a sensitive indicator to evaluate, or anticipate, the evolution of soil C sequestration. Rather than TOC, our results point out for the usefulness of POxC when checking short-term soil C sequestration through the adoption of new management practices.

Keywords: carbon sequestration, slurry acidification, permanganate oxidizable carbon, soil quality

Introduction

Soil organic matter (SOM) is a key component of the agro-system, as it avoids soil degradation, reduces the risk of water pollution and improves soil chemical, biological and physical properties and acts as a sink for C [1]. SOM, usually measured by soil organic C (SOC) [3][4] is constituted by fractions that are rapidly decomposed and others highly recalcitrant, which correspond to stabilized organic C [2]. SOM oxidized by permanganate (POxC) is a non-routine method, which is supposed to quantify the carbon of the biologically active soil

carbon [4], although it should not be considered as a reliable measure of readily labile C [5]. POxC demonstrates similar or greater sensitivity than total SOC (TOC) to changes in soil management [6,7,8,9], and to anticipate changes in soil C stocks in non-Mediterranean climates. Moreover, POxC appears to be better related to biologically-mediated soil properties than other SOC measures [4].

Animal slurry is an option to sustain SOM in areas with high livestock density, even if slurries are applied mainly to recycle nutrients (N and P), since their richness in OM is low due to their dry matter content. Furthermore, new practices and treatments have been developed over the last years to increase the N use efficiency of animal slurry and simultaneously decrease N losses. All have proven to be an efficient technique to minimize ammonia emissions and/or risks of $N\text{-}NO_3^-$ leaching [10].

Consequently, it was hypothesized that POxC would be more sensitive than TOC to evaluate SOC built-up and to discriminate differences due to slurry application and treatments, namely slurry acidification. Therefore, the aim of the present work was to assess the impact of pig slurry pre-treatment and application method on SOM estimated by POxC.

Material and methods

The experiment was carried out in field plots located at Castelo Branco and established in a Dystric Cambisol (IUSS, 2006) with the following main characteristics: SOM - 15.3 g kg^{-1}; pH (H_2O) - 5,9; silt (20 - 2 μm) – 152 g kg^{-1}; clay (< 2 μm) – 87 g kg^{-1}. During two consecutive years, two crops were grown each year: oat (autumn/winter) and maize (spring/ /summer). Treatments included: mineral nitrogen (Nmin); broadcast application of liquid fraction of slurry without incorporation (LF); broadcast application of whole raw slurry followed by incorporation (WS1); broadcast application of whole raw slurry partially incorporated at seedling (WS2); whole raw slurry injection (Inj); broadcast application of acidified whole slurry partially incorporated at seedling (AWS); and a control treatment (C) without addition of slurry or mineral N. Pig slurry was collected in a local commercial farm and acidified to pH 5.5 with H_2SO_4 just before its application in treatment AWS. Liquid fraction of the slurry (LF) was obtained on-farm by centrifugation. The slurries and N fertilizer were applied before seedling, in quantities equivalent to 80 kg N/ha (oat) and 170 kg N/ha (maize), according to the variable composition of the slurries in each season. The total amounts of organic carbon (Corg) added over the two years experiments (4 slurry applications) were 1.13, 1.42 and 1.45 t/ha respectively in LF, [WS-Inj] and AWS treatments. The experiment was set up in plots with 6m x 5m, using a randomized complete block design with three replications. Soil samples were collected at the end of the observation period in the 0-0.20 m layer and kept at 4ºC until analysis.

The POxC soil content was determined with $KMnO_4$ (20 mM), according to the method proposed [11] and modified by [3]. The TOC soil content was determined by elemental analysis. The Carbon Management Indexes (CMI) were calculated according to [11], with treatment C as reference.

Results were analysed by ANOVA to determine significant differences among treatments. The statistical significance of mean differences was determined by the Tuckey test at a 0.05 probability level.

Results and discussion

A significantly lower value of TOC content was observed in Control treatment relative to all other amended treatments, including Nmin, and no significant differences ($p < 0.05$) were detected among the fertilized and amended treatments (Fig1.). The significant increases in TOC in amended treatments should be attributed exclusively to the rhizodeposition and crop residues (stubbles and root biomass) left in the soil since: (i) nil Corg was added in Nmin treatment; (ii) the dry matter yield in the 6 treatments presented significant differences among them, and all of them

were significantly higher than in Control treatment (data not shown); (iii) the estimated increase of 1.0 g kg^{-1} in TOC values between C and the average of [LF, WS, Inj and AWS] is higher than the added Corg by slurries, even without considering the C-CO_2 emitted from the mineralization of their labile compounds. Consequently, TOC do not seem to discriminate slurry applications, despite differences in Corg loads applied to the plots.

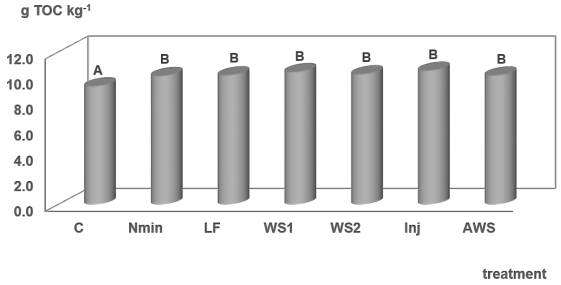


Fig. 1 - Effect of the treatments under study on the total organic carbon (TOC) content of the soil plots; treatments with the same letter are not statistical different at p>0.05 (Tuckey).

Although TOC and POxC presented a significant relationship between them (r=0.88**), significant differences in POxC contents (Fig. 2), which represents about 2.16 % of TOC, showed some coherency with the amount of added Corg: C<Nmin<LF<AWS<WS1< <Inj<WS2. It is still to note that the effect of the treatments on POxC contents of the soil plots was, overall, highly significant (p <0.001).

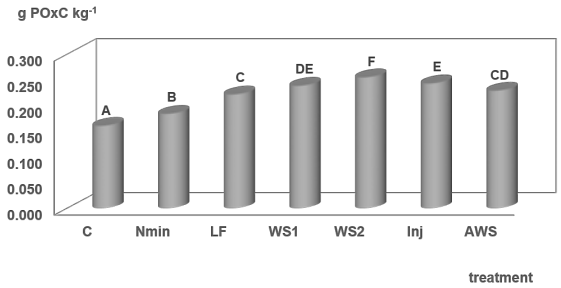


Fig. 2 - Effect of the treatments under study on the permanganate oxidisable carbon (POxC) content of the soil plots; treatments with the same letters are not statistical different at p>0.05 (Tuckey)

Therefore, POxC measurement seems to be able to discriminate significant differences among some treatments, even after only 2-years period of contrasting management. The control treatment presents the lowest value, followed by plots receiving mineral N but no Corg (Nmin). Among plots receiving slurry, the lowest value was observed with LF, in agreement with the lower amount of Corg added in this treatment and the higher proportion of soluble/labile C compounds [12] when compared with raw whole slurry. On the other hand, LF presented a slightly lower C/N ratio, which can increase C utilization by microbes [13]. The addition of the whole raw slurries with no mobilization (WS2 and Inj) led to the higher POxC contents, with a significant primacy for the treatment where slurry was broadcast and partially incorporated (WS2). Slurry incorporation (WS1) presents the lowest value among the three treatments with raw slurry, possibly due to the more uniform distribution of the slurry in the soil profile. Thus, with a greater homogenization of the slurry into the soil, the access to the particulate C is less restricted for the microbes, decreasing SOC build-up when compared with WS2.

Slurry acidification led to significantly lower values than WS2 and injected raw slurry, probably due to the effect of the H_2SO_4 on the hydrolysis of some organic compounds, increasing their lability [12]. This chemical effect may hide the effect of the less uniform distribution in soil previously referred for WS1. On the other hand, there is no evidence that acidification promotes the accumulation of SOC in soil as a result of a decrease in microbial activity and C consumption.

Differences in statistical sensibility of both parameters may be due to several reasons. On one hand, the relative amplitudes of variation for TOC and POxC values are different as already pointed out for other conditions [14]. The former has an amplitude of about 12.2% between the highest and the lowest values, while POxC has an amplitude of almost four fold greater (43.2%). On the other hand, the coefficients of variation (CV) for both parameters are equivalent (1.6 and 1.7% for TOC and POxC respectively). Both reasons lead to a higher sensibility of POxC measurement, meaning that small changes in TOC are difficult to detect because of the generally high background

levels and natural soil variability, as already observed [11] although the soil showed a low variability (CV) in this field experiment. Carbon management indices (CMI) for each treatment are shown in Table 1. The CMI was proposed to monitor the changes in soil C sequestration and to indicate if the system is in decline or rehabilitation in terms soil quality. Here, the CMI seems to be meaningful and, as the POxC values, useful to discriminate evolutions from different alternatives.

Table 1 – Carbon management indices (CMI); *values with the same letters are not statistical different at p>0.05 (Tuckey).*

treatments	CMI
Nmin	114.6 [d]
LF	138.6 [c]
WS1	149.4 [b]
WS2	160.0 [a]
Inj	152.4 [b]
AWS	143.4 [c]

Values of CMI indicates that all six management practices are rehabilitating the soil in terms of C enrichment, with a more pronounced and significant effect for WS2, which combines a higher C addition to a reduced homogenization of the slurry into the soil. Treatments WS1 and Inj did not differed significantly, but both differed from LF and AWS treatments. Treatment Nmin presented a much lower value for CMI, although > 100, meaning an increase in C built-up of the soil, but much slower than the organic amendment alternatives.

Conclusions

This work demonstrates the usefulness of POxC in quickly assessing changes in soil C sequestration for the Mediterranean climate. Moreover, POxC and the related CMI seems to be able to discriminate mineral and organic alternatives used to supply N, even in a short-term period and despite the low additions of C through animal slurries. Therefore, the results point out for the usefulness of those parameters when checking soil C sequestration through the adoption of different management practices.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge FCT for the financial support of this research through the project “Animal slurry management: sustainable practices at field scale” (PTDC/AGR-PRO/119428/2010).

References

[1] Swift, R.S. 2001. Sequestration of carbon by soil. Soil Science 166, 858–871.

[2] Duval, M., Galantini, J., Iglesias, J., Canelo, S., Martinez, J., Wall, L. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil Tillage Res 131:11–19.

[3] Weil, R., Islam, K., Stine, M., Gruver, J., Samson-Liebig, S. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. Am J Altern Agric 18: 3–17.

[4] Haynes, R. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an over-view. Adv Agron 85:221–268.

[5] Gasparatos, D., Roussos, P.A., Christofilopoulou, E., Haidouti, C. 2011. Comparative effects of organic and conventional apple orchard management on soil chemical properties and plant mineral content under Mediterranean climate conditions. J. Soil Sci. Plant Nutr., 11: 105-117.

[6] Melero, S., López-Garrido, R., Madejón, E., Murillo, J.M., Vanderlinden, K., Ordóñez, R., Moreno, F. 2009. Long-term effects of conservation tillage on organic fractions in two soils in southwest of Spain. Agr. Ecosystem Environ. 133: 68-74.

[7] Stiles, C.A., R.D. Hammer, M.G. Johnson, R. Ferguson, J. Galbraith, T. O’Green, et al. 2011. Validation testing of a portable kit for measuring an active soil carbon fraction. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 2330-2340.

[8] Culman, S.W., Snapp, S.S., Freeman, M.A., Schipanski, M.E., Beniston, J., Lal, R., Drinkwater, L.E., Franzluebbers, A.J., Glover, J.D., Grandy, A.S., Lee, J., Six, J., Maul, J.E., Mirksy, S.B., Spargo, J.T., Wander, M.M., 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. Soil Sci. Soc. Am. J. 76: 494–504.

[9] Plaza-Bonilla, D., A´lvaro-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. Soil Till. Res. 139: 19-22.

[10] Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F., 2015. Acidification of animal slurry: a review. J. Environ. Manag. 149: 46-56.

[11] Blair, G.J., Lefroy, R.D.B., Lisle, L. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. AUST. J. AGR. RES. 46: 1459-1466.

[12] Fangueiro, D., Surgy, S., Coutinho, J., Vasconcelos, E., 2013. Impact of cattle slurry acidification on carbon and nitrogen dynamics during storage and after soil incorporation. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2013, 176, 540–550.

[13] Xu, Y., Fan, J., Ding, W., Gunina, A., Chen, Z., Luo, J., Bolan, N., Bol, R., Luo, J., Bolan, N., 2017. Characterization of organic carbon in decomposing litter exposed to nitrogen and sulfur additions: Links to microbial community composition and activity. Geoderma 286: 116–124.

[14] Powlson, D.S., Brookes, P.C., Christensen, B.T., 1987. Measurement of microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to the straw incorporation. Soil Biol Biochem. 19: 159-164.

Valores de referencia y variabilidad espacial de elementos potencialmente tóxicos (PTEx) en el horizonte superficial de suelos naturales en La Rioja

Potential Toxic Elements reference values and spatial variability in natural soils of La Rioja

Iñigo, Victoria[1]; Andrades, Marisol[2*]; Marín, Álvaro[2]; Jiménez-Ballesta, Raimundo[3]

[1] Universidad Internacional de La Rioja, Avda. de la Paz 137, 26006 Logroño, victoria.inigo@unir.net

[2] Universidad de La Rioja, Complejo Científico-Tecnológico, Avda Madre de Dios 53, 26006, Logroño

[3] Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias. Ciudad Universitaria de Cantoblanco 28049, Madrid

Resumen

En este trabajo se aborda el análisis de la variabilidad espacial de seis elementos potencialmente tóxicos (cadmio, cobre, manganeso, níquel, plomo y cinc) en suelos naturales de La Rioja. Para ello, se han realizado los mapas de distribución utilizando métodos geoestadísticos como es el Kriging ordinario. En el caso del mapa de distribución del cadmio, se ha optado por utilizar el método Kriging Indicador que muestre presencia o ausencia del mismo. Comparando los mapas realizados con este método, se observan diferencias sustanciales en la distribución espacial de los distintos metales que dan idea de su diferente procedencia según el tipo de roca subyacente que ha originado el suelo. Se encuentran algunos puntos que hacen suponer que, debido a la intervención antrópica, esta distribución se ha visto alterada, incrementándose. Nunca estos niveles corresponden a niveles contaminantes. A partir de aquí, se han calculado los niveles de referencia de estos elementos en los suelos estudiados.

Palabras clave: Elementos potencialmente tóxicos, niveles de referencia, distribución, Kriging ordinario

Abstract

This work studies the spatial variability of potentially toxic element in natural soils of La Rioja. Distribution maps have been carried out with geostatistical methods like Ordinary Kriging. Cd distribution had drawn wit Indicator Kriging. This map shows present or lack of Cadmiun in each point. It can be observed great differences in the spatial distribution of potentially toxic elements in the maps. These facts give an idea about different origin of these elements, according to parental rock which has originated the soil. Some locations have more concentration than expected and this fact points up anthropogenic origin. These amounts are never above contaminant levels. Reference levels have been calculated for these elements in studied soils.

Keywords: Potentially toxic elements, spatial distribution, vineyard soils, guide levels, La Rioja Natural soils.

Introducción

El reconocimiento de los niveles de referencia de los PTEx (elementos potencialmente tóxicos) en suelos es hoy en día un tema importante si se quiere tener criterios para evaluar una actividad contaminante. Calcular los contenidos en suelos naturales debe constituir una línea prioritaria a fin de determinar la calidad del suelo de una región.

Por lo tanto, en este trabajo se aborda el estudio de los contenidos totales de PTEx (Cu, Mn, Ni, Cd, Pb y Zn), su distribución espacial y, finalmente, el establecimiento de los niveles de referencia.

Metodología

El área objeto de estudio corresponde a la vertiente sur de La Rioja, una región localizada al noreste de la Península Ibérica donde se desarrollan topografías muy abruptas, con un clima Atlántico en el oeste y que se va transformando en Mediterráneo según se dirige hacia el este. Presenta distintas unidades litológicas, aunque predominan los materiales carbonatados.

La media de temperatura es de 12 ºC siendo enero el mes más frío (5 ºC) y julio el más caliente (21ºC); la precipitación media oscila entre 400 mm año^{-1} en el mes más seco (septiembre) y 1200 mm año^{-1} en el mes más húmedo.

Desde el punto de vista de la vegetación, dominan los bosques esclerófilos, aunque hay una mezcla de especies vegetales, que van desde pinos hasta betulas, encinas y chopos en la parte baja, así como una vegetación secundaria a base de genistas, cistus...

Los suelos han sido clasificados según FAO ISRIC-ISSS 2006.

El número de muestras analizadas son 125, pertenecientes al horizonte superficial (con una profundidad entre 0 y 30 cm) de las localizaciones seleccionadas.

Los contenidos totales en PTEx han sido determinados mediante ataque ácido (HNO_3, HCO_4 y HF) siguiendo el procedimiento indicado por Mulchi et al. [1].

Las medidas han sido realizadas por espectrometría de absorción atómica de llama con cámara de grafito (Varian 220 FS).

Con las medidas obtenidas se han realizado los análisis estadísticos habituales: media, mínimo, máximo y desviación típica. En el caso del contenido de cadmio, el número de muestras en las que no se ha detectado el elemento (límite de detección <0,02 mg kg^{-1}) es superior al 20%, por lo que el cálculo de estadísticos comunes no es fiable [2], calculándose así estadísticos robustos como mediana, mínimo y máximo.

Se ha realizado un análisis geoestadístico, utilizando Kriging Ordinario para los elementos analizados. En el caso del Cd, se ha optado por realizar un mapa utilizando Kriging Indicador que muestra la presencia del elemento por encima de un valor dado.

Finalmente, se han calculado también los valores de referencia para cada uno de estos elementos utilizando la fórmula "media más dos veces la desviación típica", una vez se han eliminado los valores extremos [3, 4, 5].

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los valores estadísticos obtenidos para cada uno de los elementos estudiados.

Tabla 1- Contenidos, dados en mg kg^{-1} medios, mínimos y máximos encontrados para cada PTEx estudiado. * En el caso del Cd, el valor aportado es su mediana.

	Media	Mínimo	Máximo	Desviación típica
Cd	2,17*	n.d.	5,83	
Cu	14,13	3,01	28,64	5,45
Mn	738,30	n.d.	4257,00	713,80
Ni	33,30	n.d.	75,28	14,58
Pb	61,00	5,20	124,50	26,40
Zn	53,90	3,50	113,90	24,70

Los valores obtenidos son similares a los aportados en otros estudios [6, 7, 8].

En las siguientes figuras (Fig. 1-6) se muestran los mapas de distribución obtenidos para cada elemento usando Kriging Ordinario. En el caso del Cd, el método utilizado es Kriging indicador.

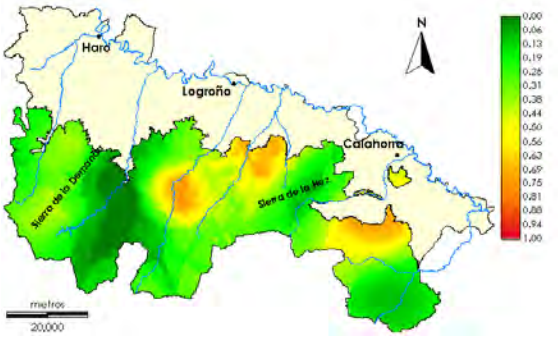


Fig. 1. Mapa de distribución de Cd, realizado utilizando Kriging indicador. La escala va de 0 (ausencia) a 1 (valores superiores a 3,82 mg kg^{-1}).

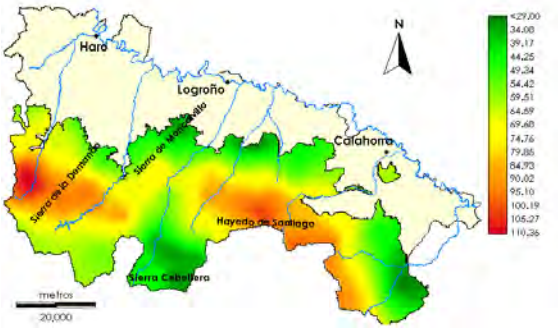


Figura 2. Mapa de distribución de Zn utilizando Kriging Ordinario. Valores dados en mg kg^{-1}.

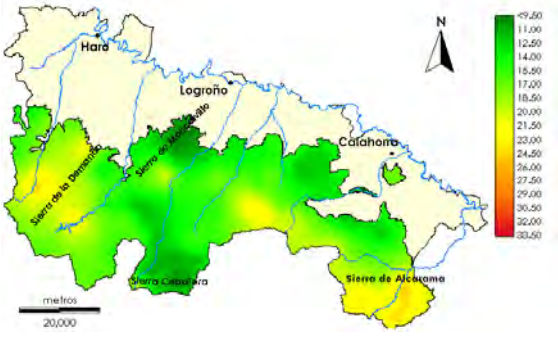


Figura 3. Mapa de distribución de Cu utilizando Kriging Ordinario. Valores dados en mg kg^{-1}.

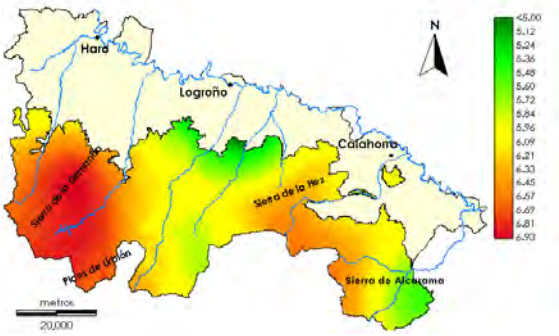


Fig. 4. Mapa de distribución de Mn utilizando Kriging Ordinario. Valores dados en mg kg^{-1}.

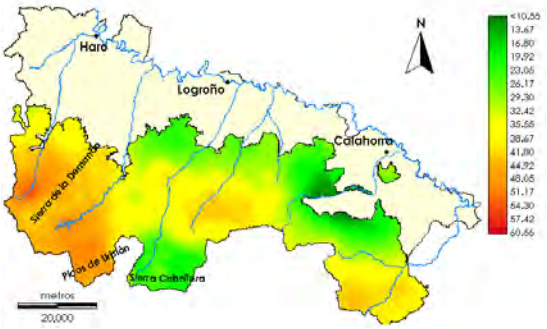


Fig. 5. Mapa de distribución de Ni utilizando Kriging Ordinario. Valores dados en mg kg^{-1}.

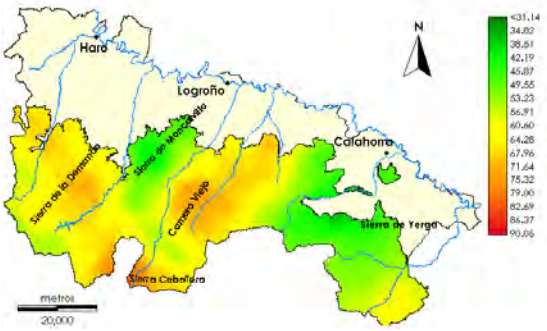


Fig. 6. Mapa de distribución de Pb utilizando Kriging Ordinario. Valores dados en mg kg^{-1}.

En la Tabla 2 se muestran los valores de referencia para cada uno de los elementos analizados. Como ya se ha indicado en el apartado de materiales, no se puede hacer un cálculo fiable del valor de referencia para el Cd, debido al gran número de valores que se encuentran por debajo del límite de detección.

Tabla 2. Valores de referencia calculados para el Cu, Mn, Ni, Pb y Zn dados en mg kg^{-1}.

	Valor de referencia (mg kg^{-1})
Cu	29,73
Mn	1406,70
Ni	62,45
Pb	113,66
Zn	120,01

Conclusiones

Los contenidos de PTEx encontrados en los suelos no cultivados de La Rioja se encuentran dentro de los valores encontrados en zonas próximas.

La distribución de los elementos estudiados varía por influencia del material que ha dado origen a estos suelos.

Los valores de referencia calculados para cada elemento son Cu: 29,73 mg kg^{-1}; Mn: 1406,70 mg kg^{-1}; Ni: 62,45 mg kg^{-1}; Pb: 113,66 mg kg^{-1} y Zn 120,01 mg kg^{-1}.

Referencias bibliográficas

[1] Mulchi, CL; Adamu, CA; Bell, PF; Chaney, RL. 1991. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soils-I. Comparison of Extractants. COMMUNICATIONS IN SOIL SCIENCE AND PLANT ANALYSIS 22:919-941.

[2] Barona, A; Romero, F. 1996. Distribution of metals in soils and relationships among fractions by principal component analysis. SOIL TECHNOLOGY, 8: 303-319

[3] Gil, C; Boluda, R; Ramos, J; 2004. Determination and evaluation of cadmium, lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). CHEMOSPHERE 55: 1027–1034.

[4] Micó, C; Peris, M; Recatalá, L; Sánchez, J; 2007. Baseline values for heavy metals in agricultural soils in a European Mediterranean region. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 378: 13–17.

[5] Jiménez-Ballesta, R; Conde P; Martín-Rubí, JA; García, R; 2010. Pedogeochemical baseline content levels and soil quality reference values of trace elements in soils from the Mediterranean (Castilla la Mancha, Spain). CENT EUR J GEOSCI 2(4): 441–454

[6] Gómez-Armesto, A; Carballeira-Díaz, J; Pérez-Rodríguez, P; Fernández-Calviño, D; Arias-Estévez, M; Nóvoa-Muñoz, JC; Álvarez-Rodríguez, E; Fernández-Sanjurjo, MJ; Núñez-Delgado, A. 2015. Copper content and distribution in vineyard soils from Betanzos (A Coruña, Spain). SPANISH JOURNAL OF SOIL SCIENCE 5(1): 60-71.

[7] McIlwaine, R; Cox, S; Doherty, R; Palmer, S; Ofterdinger, U; McKinley, J. 2014. Comparison of methods used to calculate typical threshold values for potentially toxic elements in soil. ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY & HEALTH 36(5):953-71.

[8] Marín, A; Andrades, MS; Iñigo, V; Jiménez-Ballesta, R. 2016. Lead and Cadmiun in soils of La Rioja Vineyards, Spain. LAND DEGRADATION & DEVELOPMENT, 27: 1286–1294

Sistemas de gestão dos montados e a qualidade do solo

Evergreen oak woodlands ("montados") management systems and soil quality

Rodrigues, Ana Raquel[1*], Madeira, Manuel[1], Monteiro, Fernando[1], Alexandre, Carlos[2]

[1] Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal, *arfelizardo@isa.ulisboa.pt

[2] Departamento de Geociências, Universidade de Évora, Rua Romão Ramalho Nº 59, 7000-671 Évora, Portugal

Resumo

A sustentabilidade do mais importante sistema agroflorestal da Península Ibérica (montado em Portugal, *dehesa* em Espanha) está intimamente relacionada com a sua gestão. Ao longo de séculos as intervenções humanas formaram estes sistemas de produção múltipla, mas erguem-se actualmente questões relativas à sua viabilidade a longo prazo. A falha da regeneração natural e a degradação do solo evidenciaram a necessidade de medidas de conservação e recuperação. A instalação de pastagens melhoradas, com elevada proporção de leguminosas, é recomendada para a melhoria da produtividade e da qualidade do solo. No entanto, todos os factores locais e de gestão devem ser considerados para estimar os benefícios destas práticas. Desenvolveu-se um estudo para avaliar modificações da qualidade física e química do solo, perante recentes alterações de gestão, nomeadamente instalação de pastagens melhoradas e introdução de bovinos. Os resultados confirmaram o efeito benéfico das pastagens melhoradas sobre a qualidade química do solo, maioritariamente através de aumentos de C, N e P. Mas as propriedades físicas responderam mais evidentemente à introdução de bovinos e ao respectivo pisoteio. Perante a actual tendência de intensificação do pastoreio e mudança de tipo de gado, maior atenção deverá ser dada aos factores locais e de gestão susceptíveis de afectar a sustentabilidade do sistema.

Palavras-chave: montado; sustentabilidade; qualidade do solo; pastagens melhoradas; gado bovino.

Abstract

Sustainability of the most important agroforestry system in the Iberian Peninsula (*montado* in Portugal, *dehesa* in Spain), is closely related to management. Human interventions have shaped these multipurpose production systems along centuries, but questions are now rising about its long-term viability. Lack of tree regeneration and soil degradation, have highlighted the need for protective and restorative measures. Sowing improved pastures, with high proportion of legume species, is recomended to enhance pasture productivity and soil quality. But all local and management factors must be considered when predicting these practices benefits. A study has been conducted to evaluate how soil physical and chemical quality is being affected by recent management changes, such as improved pastures and cattle introduction. Results confirmed the beneficial effects of improved pastures on soil chemical status, mostly through soil organic C, N and P enhancement. However, soil physical properties responded more evidently to cattle introduction and consequent trampling effect. Whithin the current trend of grazing intensification and change of grazing species, greater attention must be paid to management and local factors that can affect the systems sustainability.

Keywords: evergreen oak woodland; sustainability; soil quality; improved pastures; cattle.

Introdução

A sustentabilidade do mais importante sistema agroflorestal da Península Ibérica - o *montado* em Portugal, a *dehesa* em Espanha - está intimamente ligada aos sistemas de gestão, os quais devem ser alvo da devida avaliação. Reconhecidos como ecossistemas de elevada importância social, económica e ambiental, os mosaicos de árvores espaçadas, principalmente sobreiros (*Quercus suber* L.) e azinheiras (*Q. ilex* L.), integram grande variedade de subsistemas produtivos: culturas agrícolas, pastagens permanentes, áreas de caça, entre outras [1]. Durante séculos as necessidades humanas modificaram estas paisagens, mas recentes mudanças ligadas à intensificação do uso do sistema, ao abandono da terra ou mesmo às alterações climáticas, têm evidenciado ameaças à sua viabilidade a longo prazo [2]. De facto, muitas áreas apresentam ausência de regeneração natural das árvores [3] ou perda de produtividade associada à degradação do solo [4]. Considera-se crucial melhorar a qualidade do solo e a produtividade das pastagens, nomeadamente através da substituição das pastagens naturais por melhoradas, com elevada proporção de leguminosas [5]. Porém, o potencial efeito benéfico de tal opção de gestão estará dependente de factores locais e de gestão, incluindo o tipo de gado e respectivo encabeçamento [6].

Neste contexto, foi desenvolvido um estudo para avaliar os efeitos de alguns sistemas de gestão recentemente adoptados em alguns indicadores da qualidade do solo.

Material e métodos

Para este estudo consideraram-se áreas de montado na região NUT III Alto Alentejo, Portugal continental, parte da *Herdade do Olival*, em Estremoz, distrito de Évora (38°51'-38°52' N, 7°32'-7''33' W). A densidade do estrato arbóreo ronda as 30 a 40 árvores por hectare, predominando o sobreiro, correspondendo o subcoberto maioritariamente a pastagens permanentes.

Na região, a precipitação média anual atinge os 670 mm e a temperatura média mensal varia entre 10 e 25 °C. Os solos são de textura franca a franco-argilosa, sendo classificados de Luvisolos êutricos.

Tabela 1 – Caracterização dos sistemas de gestão em estudo na *Herdade do Olival*.

Gestão	Encabeçamento ($_{(animais ha^{-1} ano^{-1})}$)	Pastagem	Práticas de gestã
IP	0,7 bovinos	melhorada (15 anos)	175 kg ha^{-1} ano^{-1} superfosfato - 18% P, 10% Ca, 27% S
NP	0,7 bovinos	natural	Controlo de arbustos - gradage cada 4-6 anos
ENP	<1 ovino e/ou suínos	natural	Controlo de arbustos - gradage cada 4-6 anos

Seleccionaram-se sistemas de gestão contrastantes, conforme descrito na Tabela 1.

Em cada sistema delimitaram-se seis áreas de 100×100 m, cada uma dividida em 4 quadrados de 50×50 m, no centro dos quais se considerou um círculo de 40 m de raio (1256 m^2). Seleccionaram-se aleatoriamente dois dos quatro círculos, e em cada um marcou-se uma árvore representativa da parcela [7]. Obtiveram-se 12 árvores de cada sistema, considerando para todas as amostragens zonas debaixo da copa (BC; aproximadamente a 50 % do raio da copa) e zonas fora da influência desta (OA; mais de duas vezes o raio da copa).

Determinaram-se propriedades físicas e químicas na camada de 0-10 cm dos solos: massa volúmica aparente (MV_{ap}), percentagem de agregados estáveis com diâmetro de 1 a 2 mm (AE), relação de dispersão da fracção inferior a 0,02 mm (RD), condutividade hidráulica saturada (Ks), capacidade de retenção de água a -5, -10, -33 e -1500 kPa, concentração de carbono orgânico (C_{org}), azoto total (N), fósforo (P) e potássio (K) extraíveis

Tabela 2 - Resultados das análises de variâncias das diferentes propriedades do solo para os factores Gestão (G), Árvore (A), e respectiva interacção (G×A), nos sistemas de gestão estudados.

	C_{org}	N	P	K	Soma	MV_{ap}	AE	RD[1]	Ks[1]	Retenção de água (kPa)			
										-5	-10	-33	-1500
G	***	***	***	*	***	***	ns	**	ns	***	***	ns	***
A	***	***	***	***	ns	***	*	**	ns	***	***	***	***
G×A	***	**	***	**	ns	ns	ns	ns	ns	***	***	***	***

ns- p≥0,05; * - p<0,05; ** - p<0,01; *** - p<0,001
[1]Apenas nos sistemas IP e NP

(Égner-Riehm) e soma de catiões não ácidos (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}).

Resultados e discussão

Da análise de variância das diferentes propriedades do solo, para os factores gestão (G), árvore (A) e respectiva interacção (G×A; Tabela 2) destaca-se o efeito diferenciador do coberto arbóreo [8], bem como as alterações de características químicas do solo decorrentes da instalação e manutenção da pastagem melhorada [9,10]. Na pastagem melhorada, a maior disponibilidade de P está ligada à aplicação deste nutriente sob a forma de fertilizantes. O aumento do teor de N surge como consequência da maior proporção de espécies leguminosas, capazes de fixar N atmosférico. Por seu lado, o teor de K extraível encontra-se mais dependente da dinâmica proporcionada pelo coberto arbóreo. Pelo contrário, os catiões não ácidos retidos no complexo de troca respondem à gestão e não ao coberto das árvores, sendo a introdução de gado bovino determinante para uma diminuição deste valor, embora um efeito compensatório possa ser obtido através da manutenção de pastagens melhoradas. A matéria orgânica do solo, motor dos ciclos e dinâmicas de todos os nutrientes e água, essenciais ao funcionamento dos ecossistemas, segue o padrão de variação do retorno de resíduos orgânicos ao solo, razão pela qual o aumento do teor de C orgânico proporcionado pelas pastagens melhoradas não compensa o decréscimo motivado pela introdução de gado bovino.

Embora a pastagem melhorada possa contribuir para a melhoria da estrutura do solo, nas áreas estudadas são patentes os efeitos do pisoteio animal sobre a massa volúmica aparente e a porosidade total. Não obstante a ausência de efeitos da gestão sobre a estabilidade da agregação (1 a 2 mm), a relação de dispersão das partículas de diâmetro inferior a 0,02 mm foi maior na área com pastagem melhorada do que na de pastagem natural, sugerindo que, na primeira, uma menor proporção de partículas de limo e argila se encontram associadas em agregados de diâmetro superior [11] e, assim, mais susceptíveis à dispersão. A ausência (à data) de resultados relativos à área de pastagem natural extensiva não permite uma conclusão mais concreta sobre este resultado.

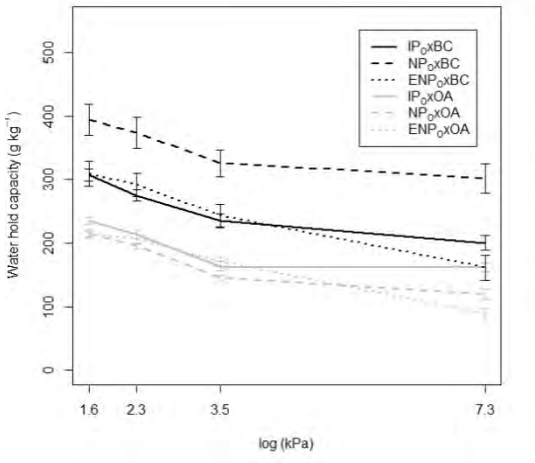


Figura 1 - Capacidade de retenção de água dos solos dos sistemas de gestão IP e NP a diferentes potenciais mátricos.

A capacidade de retenção de água (Figura 1) foi superior nas áreas sob influência das copas da pastagem natural com gado bovino.

A condutividade hidráulica manifestou enorme variabilidade, impedindo uma adequada comparação estatística das

médias das observações (Tabela 2). Contudo, uma análise exploratória destes valores (Figura 2) sugere que o efeito de compactação do solo pelos animais é susceptível de ser atenuado pelas pastagens melhoradas.

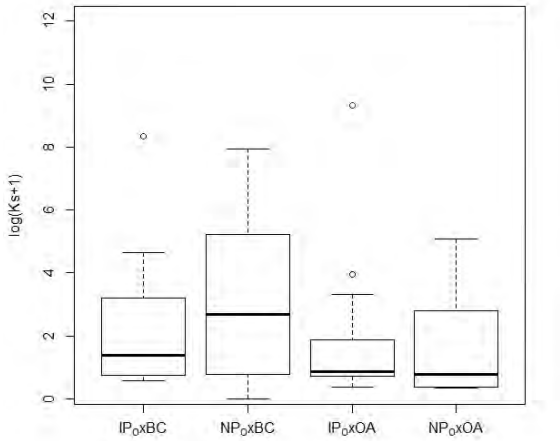


Figura 2 – Estatística descritiva dos resultados da condutividade hidráulica dos solos dos sistemas de gestão IP e NP em estudo.

Conclusões

A gestão das áreas de montado é crucial para a produtividade, a conservação e a longevidade deste sistema. Embora sejam inequívocos os benefícios da instalação de pastagens melhoradas, devem ser considerados todos os aspectos da gestão para que os correspondentes benefícios sobre a qualidade do solo e a produtividade sejam assegurados. De entre os factores susceptíveis de influenciar a sustentabilidade dos actuais sistemas de gestão do montado, o tipo de gado e respectivo encabeçamento carecem de estudos aprofundados.

Agradecimentos

O estudo foi desenvolvido no âmbito do projecto PTDC/AGR-AAM/102369/2008 e do Programa Doutoral SUSFOR SFRH/BD/52407/2013 (Fundação para a Ciência e Tecnologia). Os autores agradecem aos proprietários da *Herdade do Olival* a disponibilidade das áreas de estudo e à equipa do laboratório de Pedologia do Departamento dos Recursos Naturais, Ambiente e Território, do Instituto Superior de Agronomia, a colaboração nas análises.

Referências bibliográficas

[1] Moreno, G., Pulido, F. 2009. The Functioning, Management and Pesistence of Dehesas, in: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J., Mosquera-Losada, M.R. (Eds.), Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects, Advances in Agroforestry. Springer, New York, pp. 127–160.

[2] Belo, C.C., Coelho, I.S., Rolo, J., Reis, P. 2014. Agroforestry systems in the Portuguese mainland. Part II: montados, conditions of land use and evolution. Rev. Ciênc. Agrár. 37: 122–130.

[3] Plieninger, T., Pulido, F.J., Konold, W. 2003. Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. Environ. Conserv. 30: 61-70.

[4] Ferreira, A.G., Ribeiro, N.A., Gonçalves, A.C., Dias, S.S., Afonso, T., Lima, J., Recto, H. 2007. Produção silvícola no montado.: Análise e reflexão sobre a gestão sustentada dos montados de sobreiro. Rev. Ciênc. Agrár. 30: 181–189.

[5] Belo, C.C., Pereira, M.S., Moreira, A.C., Coelho, I.S., Onofre, N., Paulo, A.A. 2009. Montado, in: Ecossistemas e Bem-Estar Humano: Avaliação Para Portugal Do Millennium Ecosystem Assessment. pp. 251–293.

[6] Pulido, M., Schnabel, S., Contador, J.F.L., Lozano-Parra, J., Gómez-Gutiérrez, Á., 2017. Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). Ecol. Indic. 74: 49–61.

[7] DGF, 2001. Inventário Florestal Nacional, Portugal Continental. 3a Revisão 1995-1998. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.

[8] Dahlgren, R.A., Singer, M.J., Huang, X. 1997. Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in California oak woodland. Biogeochemistry 39: 45–64.

[9] Gómez-Rey, M.X., Garcês, A., Madeira, M. 2012. Soil organic-C accumulation and N availability under improved pastures established in Mediterranean oak woodlands: Improved pastures in oak woodlands. Soil Use Manag. 28: 497–507.

[10] Rodrigues, A.R., Silva, E., Santos, G., Coutinho, J., Madeira, M., 2015. Do improved pastures affect enzymatic activity and C and N dynamics in soils of the montado system? Rev. Ciênc. Agrár. 38: 535–546.

[11] Costa, J.V.B. 1991. Caracterização e Constituição do Solo, 4th ed, Série Manuais Universitários. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Fertilización con té de compost: una alternativa sostenible en la producción de *Capsicum annuum* L.

Compost tea fertilization: a sustainable alternative in the production of *Capsicum annuum* L.

Otero, Marta[1*]; Salcedo, Isabel[1]; Duñabeitia, Miren[1]

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Ciencia y Tecnología, UPV/EHU, Barrio Sarriena s/n, 48940-Leioa, España. *marta.otero@ehu.eus

Resumen

Un suelo sano se define como aquel sistema que tiene resiliencia al estrés, gran diversidad biológica, y complejos niveles de ciclos internos de nutrientes. Un manejo responsable es importante para todos los sistemas agroforestales, ya que se ha demostrado que estos sistemas son especialmente sensibles a la degradación y que un mantenimiento pobre causa erosión, pérdida de materia orgánica, contaminación, compactación y excesiva salinidad. La adición de fertilizantes con alto contenido en nitrógeno y fosfato provee a las plantas de nutrientes rápidamente asimilables, incrementando la producción, pero en muchas ocasiones dañándolo a largo plazo. Por el contrario, la filosofía de la fertilización orgánica se centra precisamente en prácticas basadas en los ciclos ecológicos, cuya finalidad es frenar el impacto ambiental de la industria intensiva, proporcionando una sostenibilidad del sistema a la largo plazo y reduciendo al mínimo el uso de recursos no renovables. Nuestro trabajo demuestra que el empleo de té de compost como fertilizante y el posterior uso del material vegetal como enmienda del suelo aplicados durante el cultivo de pimiento italiano mejora los parámetros físico-químicos del suelo, la actividad enzimática de las bacterias de la rizosfera, así como la producción de pimiento.

Palabras clave: fertilización orgánica, enmienda orgánica, pimiento, producción, actividad enzimática.

Abstract

A healthy soil is defined as a system with resilience to stress, great biological diversity, and complex levels of internal nutrient cycles. A responsible management is important for all agroforestry systems, since it has been demonstrated that these systems are especially sensitive to degradation and that a poor maintenance causes erosion, loss of organic matter, pollution, soil compaction and excessive salinity. The addition of fertilizers with a high nitrogen and phosphate content provides rapidly assimilable nutrients to plants, increasing production, but not improving soil health, which might be damaged at long term periods. On the contrary, the organic fertilization philosophy focuses precisely on practices based on ecological cycles, which purpose is to reduce the environmental impact of the intensive industry, providing the system long-term sustainability and minimizing the use of non-renewable resources. Our work proves that the use of compost tea as a fertilizer and the subsequent use of plant material as soil amendment applied during the cultivation of Italian pepper, improves the physical-chemical parameters of soil, the rhizosphere bacterial enzymatic activity and even the production of pepper.

Keywords: Organic fertilization, organic amendment, pepper, production, enzymatic activity.

Introducción

Especie de cultivo a nivel intensivo: Pimiento (Capsicum annuum L.)

El pimiento dulce (*Capsicum annuum* L.) es una planta hortícola de la familia de las solanáceas, que se produce durante todo el año en invernadero y uno de los cultivos más importantes del mundo por la multitud de usos gastronómicos. En la Península Ibérica, una de las regiones de mayor producción de planta hortícola se localiza en la provincia de Almería, que desde 1962 dedica miles de hectáreas (36.750ha) a la producción en invernadero [1].

El pimiento se ha convertido en un vegetal de importancia en la nutrición humana, debido a su gran contenido en moléculas antioxidantes [2], como carotenoides, vitamina C, vitamina E, ácido fólico y tiamina; minerales como molibdeno, manganeso, potasio y capsinoides, alcaloides con propiedades fármacológicas que otorgan el sabor típico al pimiento [3].

La importancia de los nutrientes

Las plantas pueden tomar nitrógeno tanto en forma amoniacal como nítrica. Esta última forma es normalmente preferencial para el crecimiento de los cultivos y es empleada en la fertilización convencional para lograr grandes rendimientos, aunque depende de la especie vegetal y de las condiciones ambientales.

La toma de nitrato por las plantas suele estar acoplada a una excreción de bicarbonato o grupos hidroxilo y la toma de amonio, a protones, de modo que la rizosfera se vuelve más alcalina o ácida según el tipo de nutrición [4]. Además, las diferencias en pH afectan a la actividad de los microorganismos del suelo, condicionan su presencia y el lixiviado de ciertos elementos como Ca, Mg y K.

El exceso de fertilización nitrogenada que se da en el manejo convencional tras el trasplante a campo conduce al crecimiento de malas hierbas, contra las que el cultivo de pimiento no resulta buen competidor debido a su reducida tasa de crecimiento, llegando a reducirse la producción hasta un 44% [5]. En los últimos años ha surgido controversia acerca de usar plaguicidas para evitar esta situación, dado que afectan también a organismos que no son diana del compuesto, el remanente que puede quedar en los alimentos comercializados, la contaminación de acuíferos, la selección de individuos resistentes y la toxicidad sobre mamíferos [6], por ello, encontrar un balance de nitrógeno óptimo y desarrollar nuevos protocolos de manejo de los cultivos se vuelve cada vez más necesario. El objetivo de este trabajo ha sido evaluar el comportamiento del sistema suelo-planta tras la aplicación de té de compost, un insumo con una menor concentración de nitrógeno que basa su efecto fertilizante en las relaciones sinérgicas de los microorganismos que contiene.

Materiales y métodos

Diseño experimental

El bioinsumo empleado es un té de compost aireado (TCA) que contiene una densidad bacteriana total de $4{,}12 \cdot 10^8$ UFCs/mL, entre las que se pudieron identificar diferentes grupos bacterianos como *Pseudomonas* spp., bacterias fijadoras de nitrógeno, bacterias ácido-lácticas y solubilizadoras de fósforo y potasio, así como levaduras y hongos filamentosos ($7{,}78 \cdot 10^5$ UFCs/mL) que permanecen en una matriz líquida con una concentración en macronutrientes NPK de 0,10:0,03:0,70. Tras el periodo de maceración del compost, procedente de residuos vegetales agroforestales compostados durante tres meses, se separa la fracción líquida de la sólida, obteniéndose dos productos finales: el fertilizante en forma líquida y la enmienda en forma sólida. Para comparar su efecto con el de un manejo convencional de la fertilización, en los ensayos se ha utilizado un fertilizante NPK tipo, de uso habitual.

Las semillas (Fitó) germinadas en contenedor fueron trasplantadas a campo con 30 días y allí se desarrollaron durante 6 meses. Se dispusieron en bancales de

3x10 metros con dos bloques por tratamiento. La diferencia entre los bancales fue la enmienda orgánica que fue añadida a uno de ellos mezclada con el sustrato arcilloso base (1:1 v/v). Los pimientos se recogieron cada 10 días, anotando su biometría, biomasa y el número de pimientos producidos por planta. A la finalización del cultivo, se determinó la biometría de todas las plantas y se recolectó el sustrato rizosférico de 3 plantas por tratamiento.

Parámetros físico-químicos, actividad y perfil metabólico del suelo

El pH, la conductividad eléctrica y el potencial de oxido-reducción se midieron en el sobrenadante resultante de mezclar el sustrato con agua destilada en proporción 1:5 (v/v) y eliminar por decantación el material particulado.

Las actividades enzimáticas microbianas determinadas fueron: Deshidrogenasa [7,8], Ureasa [9], Arilsulfatasa, Fosfatasas ácida y alcalina [8] y β-Glucosaminidasa [10]. El perfil metabólico se determinó mediante EcoMicroplates (Biolog) empleando la dilución 10^{-4}. Las placas se dejaron incubar en oscuridad a 25ºC durante 8 días, midiendo cada 24 horas la absorbancia a 590 nm en un lector de placas Powerwavex340 (Biotek Instruments). Los parámetros calculados a partir de los datos de absorbancia fueron: Velocidad de aclimatación (VA) calculada a las 48 horas de incubación según [11]; Número de Sustratos Utilizados (NSU) tras 8 días calculados según [12]; Eficiencia en el uso del nitrógeno (NUSE) tras 8 días calculada según [13] y Velocidad de metabolización de cada sustrato (VMS) o pendiente de la curva resultante de representar el consumo de cada sustrato frente al tiempo.

Resultados y discusión

Las plantas crecidas en suelo enmendado y fertilizadas con TCA presentaron mayores valores en biometría que las fertilizadas de forma convencional mostrando una altura media de 87,1 cm±1,1 y un diámetro de copa de 72,0 cm±1,1. Las plantas crecidas en suelo sin enmendar con TCA presentaron mayores valores de biomasa, con un peso seco medio de hojas, tallo y raíz de 53,7±6,6, 84,2,±9,9 y 36,1±4,1 gramos respectivamente. La mayor producción acumulada tanto en número de pimientos, como en biomasa se observó en el bancal enmendado fertilizado con TCA (44 unidades/planta y 4,4 kg/planta, res pectivamente). Las diferencias morfológicas del fruto se apreciaron en mayor medida en el suelo enmendado, donde la fertilización con TCA proporcionó un incremento del 15% en diámetro, 23% en biomasa y 7% en el porcentaje de materia seca con respecto a la fertilización convencional. Todos estos resultados indican que la aplicación de TCA produce un incremento en el porte de la planta y una mayor producción de pimientos.

El pH de los sustratos osciló entre 7,9±0,1 del bancal enmendado y fertilizado de forma convenvional y 8,3±0,0 del bancal sin enmienda fertilizado con TCA. La conductividad más alta se detectó en el bancal enmendado fertilizado con TCA (163,2 µS/cm±1,4) y la más baja en el bancal sin enmienda fertilizado de forma convencional (86,5 µS/cm±0,9). Con respecto al potencial de oxido-reducción los valores rondaron los 136 mV en los dos bancales, por lo que la aplicación del té de compost, aunque incrementó ligeramente la salinidad del suelo, no causó variaciones significativas en las condiciones físico-químicas del mismo.

El tipo de suelo condicionó las diferencias de actividad enzimática microbiana observadas en los bancales. El bancal sin enmienda fue el que exhibió una mayor actividad enzimática general. El tipo de fertilización, únicamente influyó en las diferencias observadas en la deshidrogenasa y la fosfatasa alcalina (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados estadísticos de la ANOVA de doble vía para los bancales con y sin enmienda y sus diferentes tipos de fertilización. Los asteriscos indican diferencias significativas. Tamaño muestral n=3.

	Bancal	Fertilizante	Bancal*Fertilizante
Deshidrogenasa	*	*	NS
Ureasa	*	NS	*
Arilsulfatasa	*	NS	NS
Fosfatasa ácida	*	NS	*
Fosfatasa alcalina	*	*	*
β-Glucosaminidasa	*	NS	*

El análisis del perfil metabólico del suelo mostró que tanto las poblaciones bacterianas del bancal sin enmienda, como del enmendado fertilizados con TCA vieron incrementada significativamente su VA (Figura 2A) y su NSU (Figura 2B) con respecto a la fertilización convencional. Los valores de Eficiencia en el Uso del Nitrógeno (NUSE) no fueron significativas en ninguno de los dos sustratos (Figura 2C), por lo que los dos tipos de bancales disponían de la misma concentración de nitrógeno. Finalmente, los datos de la VMS mostraron que los compuestos más rápidamente consumidos fueron los polímeros, los ácidos carboxílicos y los carbohidratos, seguidos por los amino-ácidos, los compuestos fenólicos y las aminas, observándose una asimilación más rápida en los bancales fertilizados con TCA y por lo tanto, un mayor reciclaje de los nutrientes del suelo.

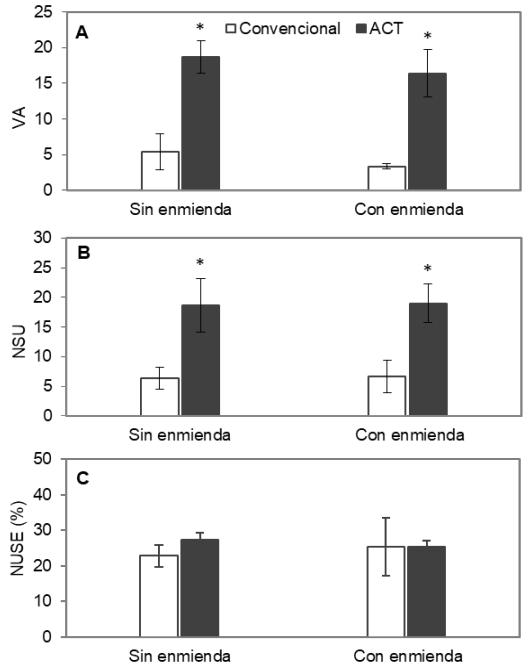


Figura 2. A) Velocidad de Aclimatación (VA), B) Número de Sustratos Utilizados (NSU) y C) Eficiencia en el Uso del Nitrógeno (NUSE) de las poblaciones bacterianas de los bancales con diferente fertilización. Los asteriscos indican diferencias significativas. Tamaño muestral n=3.

Conclusiones

La fertilización con té de compost y la adición de enmienda orgánica al suelo favorecen la producción vegetal, así como el crecimiento y el metabolismo de las bacterias de la rizosfera sin alterar las condiciones físico-químicas del suelo.

Agradecimientos

A la financiación del Gobierno Vasco al grupo NUMAPS (IT-932-16).

Referencias bibliográficas

[1] Aznar-Sánchez, JA, Galdeano-Gómez, E, Pérez-Mesa, JC. 2011. Intensive Horticulture in Almería (Spain): A Counterpoint to Current European Rural Policy Strategies. J AGRAR CHANGE 11(2): 241-261.

[2] Conforti, F, Statti, GA, Menichini, F. 2007. Chemical and biological variability of hot pepper fruits (Capsicum annuum var. acuminatum L.) in relation to maturity stage. FOOD CHEM 102(4): 1096-1104.

[3] Ravishankar, GA, Suresh, B, Giridhar, P, Rao, SR Johnson, TS. 2003. Biotechnological studies on Capsicum metabolite production and plant improvement. Capsicum: The genus Capsicum De, A.K. (Ed.) CRC Press, London.

[4] Slangen, JHG, Kerkhoff, P. 1984. Nitrification inhibitors in agriculture and horticulture: A literature review. FERT RES 5(1): 1-76.

[5] Isik, D, Kaya, E, Ngouajio, M, Mennan, H. 2009. Weed suppression in organic pepper (Capsicum annuum L.) with winter cover crops. CROP PROT 28(4): 356-363.

[6] Kropff, MJ, Walter, H. 2000. EWRS and the challenges for weed research at the start of a new millennium. WEED RES 40(1): 7-10.

[7] García, C, Hernández, T, Costa, C, Ceccanti, B, Masciandaro, G, Ciardi, C. 1993. A study of biochemical parameters of composted and fresh municipal wastes. BIORESOURCE TECHNOL 44(1): 17-23.

[8] Taylor, JP, Wilson, B, Mills, MS, Burns, RG. 2002. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. SOIL BIOLOGY BIOCHEM 34(3): 387-401.

[9] Kandeler, E, Gerber, H. 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. BIOL FERT SOILS 6(1): 68-72.

[10] Parham, JA, Deng, SP. 2000. Detection, quantification and characterization of β-glucosaminidase activity in soil. SOIL BIOL BIOCHEM 32(8-9): 1183-1190.

[11] Choi, KH, Dobbs, FC. 1999. Comparison of two kinds of Biolog microplates (GN and ECO) in their ability to distinguish among aquatic microbial communities. J MICROBIOL METH 36(3): 203-213.

[12] Epelde, L, Becerril, JM, Barrutia, O, González-Oreja, JA, Garbisu, C. 2010. Interactions between plant and rhizosphere microbial communities in a metalliferous soil. ENVIRON POLLUT 158(5): 1576-1583.

[13] Sala, MM, Pinhassi, J, Gasol, JM 2006. Estimation of bacterial use of dissolved organic nitrogen compounds in aquatic ecosystems using Biolog plates. AQUAT MICROB ECOL 42(1): 1-5.

Adsorción-desorción de Terbutryn en suelos de viñedo ácidos

Terbutryn adsorption-desorption in acid vineyards soils

Conde-Cid Manuel[1], Pérez-Novo Cristina[2*], Álvarez-Esmorís Cristina[1], Santás-Miguel Vanesa[1], Campillo-Cora Claudia[1], Fernández-Calviño David[1]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas 1, 32004 Ourense. Galiza.

[2] Centro de Apoio Científico e Tecnolóxico á Investigación (CACTI). Universidade de Vigo. Parque Tecnolóxico de Galicia. Avda. Galicia, 4. Edificio CTC, 2º, 32900 San Cibrao das Viñas. Galiza.

*cperezn@uvigo.es

Resumen

Se estudió la adsorción del herbicida terbutryn en 4 suelos ácidos dedicados al cultivo de viñedo. Mediante experimentos tipo batch se estudiaron las cinéticas de adsorción, así como la adsorción y la desorción en el equilibrio. Los experimentos cinéticos mostraron que la adsorción de terbutryn es muy rápida, alcanzándose el equilibrio antes de las 4 horas de contacto suelo-solucion. El ajuste de los datos a un modelo cinético de primer orden permitió comprobar que las velocidades de adsorción de terbutryn están significativamente correlacionadas con la capacidad de intercambio catiónico efectiva del suelo. La cantidad de terbutryn adsorbida en el equilibrio en los experimentos cinéticos se correlacionó negativa y significativamente con la cantidad de Cu de cambio presente en el suelo. Esta misma correlación fue encontrada entre el cobre intercambiable y el coeficiente de distribución (K_d) estimado a partir de los experimentos de adsorción en el equilibrio, lo que sugiere que la adsorción de este herbicida en los suelos está limitada por la presencia de Cu. Finalmente, se observó que el proceso de adsorción de terbutryn es bastante irreversible, obteniendo porcentajes de desorción inferiores a un 25,5%.

Palabras clave: terbutryn, herbicida, cobre, suelo ácido, adsorción.

Abstract

The terbutryn adsorption was studied in 4 acid soils devoted to vineyards. Batch experiments were performed to study terbutryn adsoption kinetics, as well to study the terbutryn adsoption and desorption behaviour at equilibrium. Kinetic experiments showed a fast terbutryn adsoption in the soils, reaching the equilibrium concentration before 4 hours of contact soil-solution for all the studied soils. Kinetic results fitting to a first order kinetic model showed that the terbutryn adsorption rate was significantly correlated with the soil effective cation exchange capacity. The amount of terbutryn adsorbed at equilibrium in the kinetic experiments was negatively and significantly correlated with the exchangeable Cu concentration in the soil. The same correlation was also found between the exchangeable Cu and the distribution coefficient (K_d) estimated from the terbutryn adsorption experiments at equilibrium, suggesting that terbutryn adsoption in soils is limited by the presence of Cu. Finally, it was observed that terbutryn adsorption is quite irreversible, obtaining desorption percentages lower than 25.5%.

Keywords: terbutryn, herbicide, copper, acid soil, adsorption.

Introducción

La intensificación de la agricultura ha llevado a un uso cada vez mayor de herbicidas para incrementar el rendimiento de las cosechas [1]. Una gran proporción de los mismos acaban en el suelo. Los procesos de adsorción-desorción son los principales mecanismos que determinarán la persistencia de este herbicida, sus impactos sobre la biota edáfica y su transporte hacia las aguas, pudiendo así entrar en la cadena alimentaria [2].

El terbutryn, un herbicida perteneciente al grupo de las triazinas, es utilizado mundialmente en numerosos cultivos para controlar malas hierbas [3]. A pesar de esto, no existen muchos trabajos sobre los procesos de adsorción en suelos en comparación con otras triazinas [4], y hasta el momento no ha sido estudiado en suelos de viñedo, en los cuales existen importantes acumulaciones de Cu, por lo que el estudio de interacciones de este metal con otros contaminantes resulta de gran relevancia.

El objetivo del presente trabajo es estudiar la adsorción y desorción de terbutryn en suelos de viñedo de diferentes características, para así poder identificar aquellas propiedades del suelo que más influyen en la retención de este compuesto. Para esto se estudiaron tanto las cinéticas de adsorción, como la adsorción y desorción en el equilibrio, a través de experimentos tipo batch.

Material y métodos

Suelos

Se utilizaron 4 suelos de viñedo seleccionados de un muestreo realizado por Fernández-Calviño et al. (2009) [5]. Los suelos están desarrollados sobre granito, presentan una textura franco arenosa, un pH muy ácido (4,6-5,2) y un contenido en carbono muy variable (3,1-47,6 mg kg^{-1}). La capacidad de intercambio catiónico efectiva es baja en los 4 suelos (2,5-3,7 $cmol_C$ kg^{-1}). Además, presentan un contenido variable de cobre, tanto total (25-107 mg kg^{-1}) como intercambiable (2-35 mg kg^{-1}) (Tabla 1).

Tabla 1. Características generales de los suelos estudiados. C: carbono orgánico (g kg^{-1}); ClCe: capacidad de intercambio catiónico efectiva ($cmol_C$ kg^{-1}); Cu_T: cobre total (mg kg^{-1}); Cu_I: cobre intercambiable (mg kg^{-1}); F.A.: franco arenosa.

Suelo	Textura	pH	C	ClCe	Cu_T	Cu_I
1	F.A.	4,6	3,1	3,3	25	2
2	F.A.	5,2	47,6	2,9	51	12
3	F.A.	4,8	37,3	3,7	107	29
4	F.A.	4,7	12,5	2,5	100	35

Diseño experimental

Para el estudio de las cinéticas de adsorción se suspendieron 2 g de suelo en 10 mL de una disolución de terbutryn 50µM, conteniendo $CaCl_2$ 0,01M como electrolito de fondo. Estas suspensiónes se agitaron a 50 rpm durante diferentes periodos de tiempo (1-24h) y se centrifugaron a 2665 g durante 15 min. En los sobrenadantes resultantes se determinó la concentración de terbutryn. La cantidad de terbutryn adsorbida al suelo se calculó por diferencia entre la concentración inicial y la concentración medida en el sobrenadante.

Para el estudio de la adsorción y desorción en el equilibrio, a 2 g de suelo se le añadieron 10 mL de terbutryn a diferentes concentraciones (2,5-50 µM), todas ellas conteniendo $CaCl_2$ 0,01M como electrolito de fondo. Estas suspensiones se agitaron durante 24h y se centrifugaron, para posteriormente determinar la cantidad de terbutryn adsorbida, de igual manera que para el estudio de las cinéticas. Para el estudio de la desorción, las muestras sometidas previamente al proceso de adsorción se resuspendieron en 10 mL de $CaCl_2$ 0,01M y se agitaron, centrifugaron y analizaron en las mismas condiciones que en el experimento de adsorción. Todos los experimentos se realizaron por triplicado.

Modelización de los datos obtenidos

Los datos de las cinéticas se ajustaron al siguiente modelo de pseudo-primer orden:

$$q_a = q_e(1 - e^{-kt})$$

donde q_a (µmol kg^{-1}) es la cantidad total de terbutryn adsorbida en el suelo al tiempo t (horas); q_e (µmol kg^{-1}) es la cantidad de terbutryn adsorbida por el suelo una vez alcanzado el equilibrio; y k es la constante de velocidad (h^{-1}).

Los datos de los experimentos de adsorción en el equilibrio se ajustaron al siguiente modelo lineal:

$$q_a = K_d C_{eq}$$

donde q_a (µmol kg^{-1}) y C_{eq} (µmol L^{-1}) son la cantidad de terbutryn retenida por el suelo y la concentración de terbutryn en la disolución en el equilibrio, respectivamente; y K_d es el coeficiente de distribución (L kg^{-1}).

Determinación de terbutryn

La determinación analítica de terbutryn se llevó a cabo mediante un HPLC (Dionex Corporation, Sunnyvale, USA) conectado a un detector ultravioleta-visible (UVD170U). Para la separación cromatográfica se usó una columna Luna C18 de Phenomenex (Madrid, España). Se utilizó un volumen de inyección de 50 µL y un flujo de 1 mL min^{-1}. La fase móvil consistió en acetonitrilo y agua. Para la detección se utilizó una longitud de onda de 230 nm.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestran los resultados de las cinéticas de adsorción para los cuatro suelos estudiados.

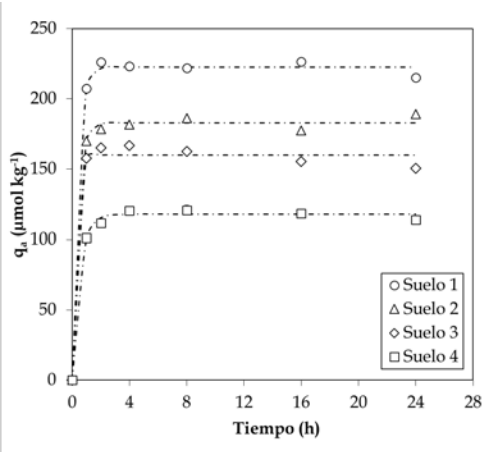


Figura 1. Cinéticas de adsorción de terbutryn en suelos de viñedo ácidos.

La adsorción de terbutryn es muy rápida en todos los casos. De hecho, tras 1 h de incubación se alcanza más del 85% de la adsorción máxima y a las 4 h ya se ha alcanzado el equilibrio.

En la Tabla 2 se muestran los parámetros de los ajustes de las cinéticas de adsorción al modelo de pseudo-primer orden, el cual describió satisfactoriamente los datos experimentales, como podemos observar por los valores de R^2, que fueron superiores a 0,991 en todos los casos.

Tabla 2. Ajuste de las cinéticas de adsorción de terbutryn al modelo de pseudo-primer orden.

Suelo	q_e (µmol kg^{-1})	k (h^{-1})	R^2
1	122	2,8	0,991
2	199	2,4	0,998
3	193	5,0	0,993
4	158	1,8	0,989

La cantidad de terbutryn adsorbida en el equilibrio (q_e) está significativa y negativamente correlacionada con el contenido de Cu intercambiable (r=-0,963; p<0,05), lo que sugiere que existe una competición entre este metal y el terbutryn por los sitios de adsorción asociados al complejo de cambio. Por otro lado, la constante de velocidad (k) está significativa y positivamente correlacionada con la capacidad de intercambio catiónico efectiva del suelo (r=0,940; p<0,05), lo que indica que la velocidad de adsorción de terbutryn en estos suelos está controlada por el número de posiciones de intercambio catiónico del suelo.

Por otro lado, en la Figura 2 se muestran las curvas de adsorción en el equilibrio, y en la Tabla 3 los ajustes de dichas curvas al modelo lineal, el cual describió todos los datos experimentales satisfactoriamente (R^2 > 0,864 en todos los casos).

Tabla 3. Ajuste de las curvas de adsorción de terbutryn al modelo lineal.

Suelo	K_d (L kg^{-1})	R^2
1	53	0,864
2	21	0,999
3	16	0,994
4	7	0,999

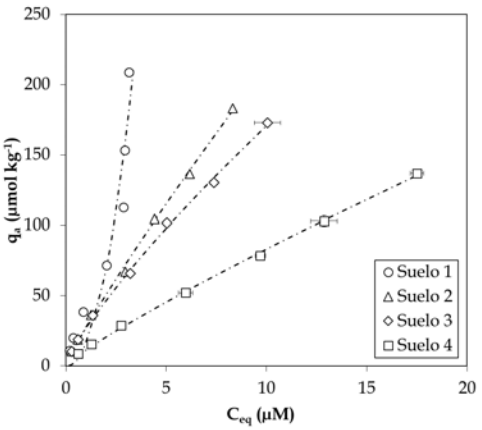


Figura 2. Curvas de adsorción de terbutryn en suelos de viñedo ácidos.

El coeficiente de distribución (K_d) obtenido para los distintos suelos varió entre 7 y 53 L kg^{-1}, y se correlacionó significativa y negativamente con el contenido en Cu intercambiable de los suelos (r=-0,963; p<0,05). Este resultado, al igual que el obtenido para q_e en los experimentos cinéticos, sugiere que la adsorción de terbutryn está limitada por la presencia de Cu en el complejo de cambio. Por lo tanto, dado que en suelos de viñedo es habitual la utilización de fungicidas de base cúprica [5], es de esperar que la capacidad de adsorción de terbutryn se reduzca con el tiempo en suelos con este tipo de cultivo.

Finalmente, en la Tabla 4 se muestran los resultados de los experimentos de desorción en el equilibrio.

Tabla 4. Resultados de los experimentos de desorción. Cantidades expresadas en µmol kg^{-1}. Entre paréntesis se muestra el % de herbicida desorbido con respecto a la cantidad previamente adsorbida. C_0: concentración inicial de terbutryn (µM).

C_0	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 3	Suelo 4
2,5	0,8 (7,2)	1 (9,5)	1,1 (10,4)	1,7 (19,2)
5	1,6 (8,2)	1,9 (10,1)	2,2 (11,5)	3,2 (20,8)
10	4,1 (10,6)	1,8 (5)	4,2 (11,8)	7,4 (25,5)
20	10,6 (14,8)	6,9 (10,2)	9,3 (14,2)	13,3 (25,5)
30	17,7 (15,7)	9,4 (8,9)	12,7 (12,5)	19,2 (24,5)
40	24,9 (16,3)	15,1 (11,1)	16,4 (12,6)	24 (23,4)
50	33 (15,8)	19,5 (10,6)	19,7 (11,4)	31,2 (22,8)

Como podemos observar, el proceso de adsorción de terbutryn en los suelos es bastante irreversible, ya que solo entre un 5 y un 25,5% del herbicida previamente adsorbido fue liberado.

4. Conclusiones

La velocidad de adsorción de terbutryn en los suelos estudiados depende de la capacidad de intercambio catiónico efectiva, es decir, de reacciones de intercambio iónico. Por otro lado, la adsorción de terbutryn en este tipo de suelos está limitada por la cantidad de Cu presente en el complejo de cambio. Por lo tanto, la menor adsorción de terbutryn a la fase sólida del suelo en presencia de Cu intercambiable implica que en suelos contaminados con este metal (como pueden ser suelos de viñedo), existen mayores riesgos de lixiviación y de toxicidad del herbicida terbutryn sobre la biota edáfica.

Agradecimientos

Manuel Conde Cid posee una ayuda predoctoral (FPU15/02820) financiada por el Ministerio español de Educación, Cultura y Deporte; y David Fernández Calviño posee un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Aktar, MW., Sengupta, D., Chowdhury, A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. INTERDISC TOXICOL. 2: 1–12.

[2] Calvet, R. 1989. Adsorption of organic chemicals in soils. ENVIRON HEALTH PERSPECT. 83: 145–177.

[3] Steinback, KE., McIntosh, L., Bogorad, L., Arntzen, CJ. 1981. Identification of the triazine receptor protein as a chloroplast gene product. Proc Natl Acad Sci USA. 78: 7463–7467.

[4] Barriuso, E., Feller, Ch., Calvet, R., Cerri, C. 1992. Sorption of atrazine, terbutryn and 2,4-D herbicides in two Brazilian Oxisols. GEODERMA. 53: 155–167.

[5] Fernández-Calviño, D., Nóvoa-Muñoz, JC., Díaz-Raviña, M., Arias-Estévez, M. 2009. Copper accumulation and fractionation in vineyard soils from temperate humid zone (NW Iberian Peninsula). GEODERMA. 153: 119–129.

Cambios en la actividad enzimática del suelo por aplicación de cubiertas vegetales en cultivos subtropicales

Changes in the soil enzymatic activity through the application of plant covers in subtropical orchards

Reyes-Martín, M.P.[1] *, Benito Capa, M. [2], Márquez San Emeterio, L.[1], Ortiz-Bernad, I.[1], Fernández-Ondoño, E.[1].

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Av. de Fuente Nueva s/n, 18071 Granada, España. *marinoreyes@ugr.es

[2] Departamento de Producción Agraria, Universidad Politécnica de Madrid, Avd. Complutense s/n, 28040 Madrid, España.

Resumen

Los enzimas del suelo catalizan gran cantidad de reacciones que se producen en el mismo, siendo estas determinantes para el reciclaje de nutrientes, pues intervienen en la mineralización, inmovilización de nutrientes y fijación del nitrógeno. Las actividades enzimáticas responden a cambios en el manejo y uso del suelo. Las más destacables son β-glucosidasa, ureasa y fosfatasa, pues intervienen en los ciclos de C, N y P, y deshidrogenasa, que actúa en las primeras etapas de oxidación de la materia orgánica. En este trabajo se estudiaron estas actividades enzimáticas en suelos de cultivos de aguacate, chirimoyo y mango con la aplicación de restos de poda frescos de los mismos cultivos y jardines. La finca experimental está situada en Granada (SE España) y posee clima subtropical. Las actividades ureasa y deshidrogenasa resultaron poco variables entre cultivos y tratamientos. En general, para todos los tratamientos las actividades fosfomonoesterasa y β-glucosidasa fueron mayores en cultivo de aguacate, aunque no en todos los casos con diferencias significativas. Aunque la aplicación de restos vegetales modificó las actividades enzimáticas respecto al suelo desnudo, el tipo de resto aplicado no generó diferencias en un mismo cultivo.

Palabras clave: Restos de poda, suelos tropicales, actividad glucosidasa, actividad deshidrogenasa, actividad fosfatasa, actividad ureasa.

Abstract

Soil enzymes catalyse many reactions in the soil and play a key role in nutrient reclying because they intervene in mineralization processes, nutrient immobilization and nitrogen fixation. Enzymatic activities are sensitive to changes in soil use and management. The most significant are β-glucosidase, urease and phosphatase, involved in C, N and P cycles, and deshidrogenase, important in the first stages of organic matter oxidation. In this work enzymatic activities were studied in soils under avocado, cherimoya and mango trees after the spread on the surface of the soil of fresh prunings composed of these orchards and garden wastes. The experimental farm is located in Granada (SE Spain) and has subtropical climate. Urease and deshidrogenase activities showed slight variations between orchards and treatments. In general phophomonoesterase and β-glucosidase activities were higher in avocate for all treatments, but not with significant differences in all cases. Although the application of vegetal debris modified enzymatic activities compared to those in the control soil, the type of rest did not create differences within the same orchard.

Keywords: Pruning remains, subtropical soils, glucosidase activity, dehydrogenase activity, phosphatase activity, urease activity.

Introducción

Los enzimas del suelo actúan como catalizadores biológicos de gran cantidad de reacciones sin sufrir cambios en su estructura. La procedencia de los enzimas del suelo puede ser de animales, plantas y especialmente microorganismos. Intervienen esencialmente en los procesos de mineralización, fijación biológica del nitrógeno e inmovilización de nutrientes [2]. Las actividades enzimáticas tienen un papel crucial en varias actividades biológicas del suelo, además de presentar una respuesta rápida a los cambios que se produzcan en el manejo del suelo [1]. La actividad microbiana se ha utilizado para evaluar el efecto que el manejo produce sobre la calidad de suelos forestales y agrícolas [4].

Entre las enzimas más estudiadas cabe destacar la β-glucosidasa, ureasa y fosfatasa, que intervienen en el ciclo del C, N y P [5]. También la actividad deshidrogenasa, que resulta crucial en las primeras etapas de oxidación de la materia orgánica [3]. Esta actividad ha sido empleada para evaluar la aplicación de residuos frescos al suelo [7]. Aunque tiene una gran correlación con la respiración del suelo, no permite deter-minar el número de microorganismos [3], pues depende de diversos factores tales como el contenido en carbono orgánico total, el potencial redox, el pH y el tipo de suelo [7].

La enzima β-glucosidasa interviene en el último proceso de degradación de la celulosa, liberando glucosa a través de la descomposición de derivados de bajo peso molecular presentes en el suelo. El contenido en carbono orgánico del suelo está muy correlacionado con esta actividad enzimática [3], además de haber sido la más empleada para evaluar en qué medida afectan a la calidad de los suelos diferentes tipos de cultivos [5].

La actividad ureasa, que cataliza la conversión de la urea a amonio y dióxido de carbono, es comúnmente empleada en estudios de fertilidad, de calidad y de impacto de contaminantes en suelos [5]. Sin embargo, la biomasa microbiana del suelo parece no estar significativamente correlacionada con esta enzima. Se considera una enzima muy estable y pocas veces influenciada por factores climáticos, como la temperatura, sequedad o irradiación [3].

La actividad fosfomonoesterasa del suelo se ve influenciada por la profundidad del mismo [9], la aplicación de residuos y los cambios estacionales [7]. Está involucrada en el ciclo del fósforo [5]. Estudios en bosques forestales demuestran que la fertilización con fosfatos y urea puede reducir esta actividad y disminuir la mineralización del fósforo orgánico [9].

Las actividades agrícolas, así como las relacionadas con la jardinería, producen grandes cantidades de desechos vegetales como restos de poda. Estos restos de poda pueden ser empleados para mejorar la calidad del suelo, restituir nutrientes al mismo e incrementar la biomasa microbiana del suelo [10]. Sin embargo, faltan trabajos realizados en campo con aplicación de distintos tipos de restos vegetales sobre suelos agrícolas, que estudien la evolución de las actividades enzimáticas en los mismos.

El objetivo de este trabajo es estudiar en qué medida afecta la aplicación al suelo de restos de poda de aguacate, chirimoyo, mango y jardines a las actividades enzimaticas deshidrogenasa, β-glucosi-dasa, ureasa y fosfomonoesterasa.

Material y métodos

La zona de estudio se encuentra en “El Zahorí”, una finca experimental situada en Almuñécar, costa subtropical de Granada (SE España). El tipo de suelo presente se clasifica como un Antrosol Escalico Éutrico [6], desarrollado sobre esquistos meteorizados y están aterrazados en fuertes pendientes. En esta finca, y en el municipio en donde se encuentra, destacan principalmente los cultivos de aguacates, chirimoyos y mangos. Además, al estar situada en una zona turística existen también amplios espacios ajardinados que generan grandes cantidades de residuos.

Tabla. 1 - Valores medios ± σ de las actividades deshidrogenasa (µg INTF g^{-1} suelo h^{-1})/10, β-glucosidasa (µg saligenina g^{-1} suelo h^{-1}), ureasa (µg N-NH_4^+ g^{-1} suelo h^{-1}) y fosfomonoesterasa (µg PNP g^{-1} suelo h^{-1}) para cada tratamiento y cultivo. n = 20 para cultivos de aguacate y mango; n = 11 para cultivo de chirimoyo. Se aplicó Kruskal-Wallis con un nivel de confianza del 95%. Para cada variable, las letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo cultivo; las letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre cultivos para un mismo tratamiento.

Tratamiento	Cultivo	Fosfomonoesterasa	Ureasa	Deshidrogenasa	β-glucosidasa
AG	Aguacate	155.52 ± 44.4 aA	63.9 ± 28.1 aAB	15.5 ± 5.3 aA	462.5 ± 86.4 aA
	Chirimoyo	102.6 ± 42.3 abA	59.4 ± 26.2 aA	16.0 ± 4.1 aA	308.3 ± 57.8 abA
	Mango	53.0 ± 18.1 bA	48.6 ±17.3 aA	11.3 ± 1.6 aA	237.7 ± 85.1 bA
CH	Aguacate	144.2 ± 43.2 aA	18.1 ± 11.8 aA	2.3 ± 0.9 aB	274.5 ± 69.9 aB
	Chirimoyo	61.0 ± 48.4 bA	32.2 ± 10.6 aA	14.5 ± 2.7 bA	156.4 ± 27.8 bA
	Mango	46.0 ± 12.6 bA	39.4 ± 10.5 aA	10.2 ± 4.0 bA	252.5 ± 40.9 abA
MA	Aguacate	99.3 ± 68.2 aA	90.6 ± 30.6 aB	9.2 ± 5.4 aAB	375.2 ± 20.0 aAB
	Chirimoyo	68.5 ± 17.0 bA	58.9 ± 24.9 aA	14.9 ± 2.6 aA	277.5 ± 79.7 abA
	Mango	34.7 ± 9.8 cA	61.4 ± 10.0 aA	10.1 ± 5.0 aA	189.5 ± 41.5 bA
JA	Aguacate	102.4 ± 25.4 aA	59.0 ± 8.7 aAB	10.0 ± 4.5 aAB	299.8 ± 76.3 aB
	Chirimoyo	47.8 ± 20.9 bA	40.6 ± 8.6 aA	12.8 ± 1.2 aA	156.0 ± 50.5 aA
	Mango	43.8 ± 18.6 bA	40.4 ± 19.3 aA	11.4 ± 1.6 aA	239.6 ± 105.0 aA
ST	Aguacate	101.0 ± 34.5 aA	74.1 ± 27.5 aB	12.2 ± 2.3 aA	292.8 ± 84.0 aB
	Chirimoyo	60.9 ± 16.0 aA	50.8 ± 14.3 abA	13.7 ± 5.4 aA	223.8 ± 28.8 aA
	Mango	52.3 ± 15.3 aA	32.0 ± 8.6 bA	10.2 ± 2.3 aA	235.4 ± 54.8 aA

La experiencia se inició en octubre del 2012, aplicando restos de poda triturados en la superficie del suelo, y se repitió de forma anual durante un total de cuatro años. El diseño experimental, para cada tipo de resto- aguacate (AG), chirimoyo (CH), mango (MA) y jardines (JA)- estaba constituido por cuatro subparcelas, ubicadas aleatoriamente bajo cultivos de aguacate y mango. Bajo chirimoyo se aplicaron restos en solo tres subparcelas. Cada subparcela estaba constituida por dos árboles y entre las subparcelas próximas se dejó siempre un árbol guarda. Además, se seleccionaron el mismo número de parcelas sin aporte de restos (ST) en cada cultivo.

En junio de 2016, de cada una de estas subparcelas, se tomaron muestras de suelo con un cilindro metálico a una profundidad de 0-10 cm. Las muestras fueron inmediatamente congeladas hasta su posterior análisis en el Departamento de Producción Agraria de la Universidad Politécnica de Madrid.

La actividad deshidrogenasa se realizó por el método de Trevors et al. (1982), posteriormente modificado por [3]. Se expresó en µg de INTF g^{-1} suelo h^{-1}. La actividad β-glucosidasa se determinó según el método propuesto por Hoffmann y Dedeken (1996) modificado por Strobl y Traunmuller (1996), expresando el resultado como µg de saligenina g^{-1} suelo h^{-1}. La actividad ureasa se determinó siguiendo el método de Kandeler y Gerber (1988), modificado por Kandeler et al (1999), expresándola en µg de N-NH_4^+ g^{-1} suelo h^{-1}. Por último, para la actividad fosfomonoesterasa se utilizó el método de Tabatabai y Bremner (1969), expresándose los resultados en µg de PNP g^{-1} suelo h^{-1}.

Resultados y discusión

El suelo desnudo no presentó diferencias significativas entre cultivos para las diferentes actividades enzimáticas, excepto para la actividad ureasa que diferenció el aguacate (los valores más altos) del mango (Tabla 1). Los valores medidos en suelos no tratados bajo mango coinciden con los observados por otros autores [10] en medios semiáridos. El resto de cultivos son sensiblemente superiores.

En el cultivo de aguacate se observó una actividad fosfomonoesterasa significativamente superior a las observadas bajo chirimoyo y mango con todos los restos de poda. Además, en este cultivo se observó una actividad β-glucosidasa significativamente superior a la vista en los demás cultivos con todos los tratamientos excepto con el tratamiento de jardines (Tabla 1). Sin embargo los valores de esta última actividad fueron inferiores a los

descritos por otros autores [10], aunque similares a los observados en clima tropical [5].

Los cultivos de chirimoyo y mango no presentaron diferencias significativas con la aplicación de ningún resto de poda en ninguna de las actividades enzimáticas, excepto con MA en fosfomonoesterasa. Esto pudo ser debido al poco tiempo de aplicación de restos y las altas tasas de mineralización condicionadas por el clima.

Las actividades ureasa y deshidrogenasa no presentaron muchas diferencias, solo se observaron valores inferiores, estadísticamente significativos al control, por aplicación de CH en cultivo de aguacate (Tabla 1). Otros autores, en olivares con cubiertas vegetales [8], han encontrado también valores bajos de la actividad deshidrogenasa, incluso inferiores a los de este trabajo. También los valores de la actividad ureasa son similares a los observados en clima tropical para diferentes tipos de cultivos [5] y a los observados para suelos con cubiertas de restos vegetales frescos en clima semiárido [10].

Conclusiones

La aplicación de restos de poda cambia las actividades enzimáticas en todos los cultivos respecto al control (ST). Pero en un mismo cultivo, diferentes restos no generan diferencias significativas en las actividades enzimáticas estudiadas.

La actividad β-glucosidasa bajo aguacate con aplicación de AG fue la única actividad enzimática que presentó incrementos estadísticamente significativos.

Son necesarias nuevas investigaciones que analicen los cambios en las actividades enzimáticas del suelo en periodos más largos tras la aplicación de estos restos vegetales, especialmente en climas como el de la zona donde se ha realizado este estudio.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo financiero de este trabajo al Ministerio de Economía y Competitividad de España (Proyecto CGL-2013-46665-R) y al Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER).

Referencias bibliográficas

[1] Cañizares, R., Moreno, B., & Benitez, E. 2012. Biochemical characterization with detection and expression of bacterial β-glucosidase encoding genes of a Mediterranean soil under different long-term management practices. Biology and Fertility of Soils, 48(6), 651-663.

[2] Coyne, M. 2000. Microbiología del suelo: un enfoque exploratorio (No. 631.46 C881m). Madrid, ES: Edit. Paraninfo.

[3] García, C., Gil, F., Hernández, T., & Trasar, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: Medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Mundi-Prensa, Madrid.

[4] Hedo, J., Lucas-Borja, M. E., Wic, C., Andrés-Abellán, M., & de Las Heras, J. 2015. Soil microbiological properties and enzymatic activities of long-term post-fire recovery in dry and semiarid Aleppo pine (Pinus halepensis M.) forest stands. Solid Earth, 6(1), 243.

[5] Henríquez, C., Uribe, L., Valenciano, A., & Nogales, R. 2014. Actividad enzimática del suelo-Deshidrogenasa,-ß Glucosidasa, Fosfatasa y Ureasa-bajo diferentes cultivos. Agronomía Costarricense, 38(1).

[6] IUSS Working Group WRB 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 192 pp.

[7] Miralles, I. 2006. Calidad de suelos en ambientes calizos mediterráneos: Parque Natural de Sierra María-Los Vélez (Tesis doctoral). Universidad de Granada, Granada, España.

[8] Moreno, B., Garcia-Rodriguez, S., Cañizares, R., Castro, J., & Benítez, E. 2009. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. Agriculture, ecosystems & environment, 131(3-4), 333-339.

[9] Pang, P. C. K., & Kolenko, H. 1986. Phosphomonoesterase activity in forest soils. Soil Biology and Biochemistry, 18(1), 35-39.

[10] Torres, I. F., Bastida, F., Hernández, T., & García, C. 2015. The effects of fresh and stabilized pruning wastes on the biomass, structure and activity of the soil microbial community in a semiarid climate. Applied Soil Ecology, 89, 1-9.

Diez años de agricultura de conservación en un suelo Typic Xerofluvent en condiciones semiáridas. II. Variación de las propiedades químicas del suelo

Ten-years study of conservation agriculture in a Typic Xerofluvent soil in semiarid conditions. II. Changes in soil chemical properties

Sombrero, A*; Diez, C; Casta, P

Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León. somsacau@itacyl.es

Resumen

La práctica de sistemas de Agricultura de Conservación como el mínimo laboreo y el no laboreo afecta a las propiedades físicas, químicas y biológicas. La fertilidad el suelo y los nutrientes mineralizables con estos sistemas pueden estar mejor sincronizados con las necesidades de los cultivos. Por esta razón, se precisa un análisis periódico de los nutrientes del suelo, y a largo plazo, cuando se quiere comprobar la influencia de los sistemas de laboreo sobre los mismos y su evolución. Sin embargo, estos cambios potenciales dependen del tipo de suelo, cultivos y manejo de sistemas. El objetivo de este trabajo fue analizar la influencia del sistema de laboreo (mínimo M, y no laboreo, NT, sobre algunas propiedades químicas (pH, carbono total, nitrógeno, potasio, fósforo y carbonatos) de un suelo Typic Xerofluvent a lo largo de diez años de estudio desde 2004 hasta 2014 en la finca de Zamadueñas (Valladolid), España. El diseño experimental fue un split-plot con cuatro repeticiones donde el factor principal fue el sistema de laboreo y el subfactor la rotación de cultivos (barbecho/trigo /cebada /guisante /trigo/cebada). Las técnicas de laboreo fueron: mínimo laboreo (MT) y no laboreo (NT). El laboreo convencional (CT) se consideró como referencia. Los resultados indicaron que el laboreo de conservación influyó positivamente, creando un medio más favorable para el desarrollo de los vegetales en zonas semiáridas. El pH del suelo disminuyó en los primeros cm de profundidad y se incrementó el contenido en N y K. Por tanto, el laboreo de conservación mejoró las propiedades químicas a largo plazo.

Palabras clave: Agricultura de Conservación, mínimo y no laboreo, propiedades químicas del suelo

Abstract

The practice of Conservation Agriculture systems such as minimum tillage and no tillage affects the physical, chemical and biological properties. Soil fertility, mineralizable nutrients with these systems can be better synchronized with the needs of crops. For this reason, a periodic analysis of the nutrients of the soil is required in the long term. In addition, these potential changes depend on the type of soil, crops and systems management. The objective of this work was to analyze the influence of the tillage system (minimum M, and no tillage, NT, on some chemical properties (soil pH, total carbon, nitrogen, potassium, phosphorus and carbonates) of a Typic Xerofluvent soil over ten years of study from 2004 to 2014 at the Zamadueñas farm (Valladolid), Spain. The experimental design was a split-plot with four replications where the main factor was the tillage system and the subfactor crop rotation (fallow / wheat / barley / pea / wheat / barley). The tillage techniques were: minimum tillage (MT) and no tillage (NT), conventional tillage (TC) was considered as a reference. The results indicate that the conservation tillage influenced positively for the development of plants in semi-arid zones. The pH decreased in the first cm of deep, and the content in N and K increased. Therefore, conservation tillage improved chemical properties in the long-term.

Keywords: Conservation Agriculture, minimum and no tillage systems, soil chemical properties

Introducción

En las últimas décadas, la sociedad está tomando conciencia de la fragilidad de los recursos naturales y de la imperiosa necesidad de gestionarlos de modo adecuado para asegurar su conservación a largo plazo. Por ello, los sistemas de laboreo de conservación, incluidos en el concepto de "Agricultura de Conservación" resultan de excepcional importancia para preservar la materia orgánica y potenciar sus efectos benéficos en los sistemas agrarios. Estos sistemas tienen una influencia importante sobre la evolución de las propiedades de los suelos y ejercen unos efectos notables, sobre las características de los suelos, afectando a propiedades químicas importantes del suelo. Estudios realizados con sistemas de NT y CT observaron diferencias en el pH y las concentraciones de nutrientes entre estos sistemas [6][2]. El mantenimiento de residuos de cultivos en la superficie del suelo y la minimización de la alteración del suelo pueden producir cambios en el ciclo y en la transformación de nutrientes en el suelo. La relación entre el laboreo y el estado de fertilidad del suelo está determinada por factores como el sistema de manejo de suelo, la rotación de cultivos, el ciclo de nutrientes y las técnicas de aplicación de fertilizantes. El objetivo de este trabajo fue determinar la influencia del sistema de laboreo (mínimo M, y no laboreo, NT) y como referencia el CT sobre la evolución y contenido de algunas propiedades químicas (pH, carbono total, nitrógeno, potasio, fósforo y carbonatos) de un suelo Typic Xerofluvent a lo largo de diez años de estudio en una zona semiárida de Castilla y León.

Material y métodos

Este estudio fue llevado a cabo desde 2004 hasta 2014 en la finca de Zamadueñas, provincia Valladolid. El suelo está caracterizado como Typic Xerofluvent con una textura franco arcillosa. La precipitación media anual es de 398 mm. El diseño experimental, los sistemas de laboreo, las rotaciones de cultivo y las prácticas culturales de los mismos están descritos en la comunicación anterior [5]. Antes de las labores preparatorias de otoño, se tomaron tres muestras compuestas de suelo por parcela a las profundidades de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-30 cm en todas las campañas. Los otros parámetros químicos analizados fueron: pH medido con un pHmetro; carbono total (STC) y nitrógeno total (NT) (por combustión seca, LECO CNS); fósforo (en mg/kg de P_2O_5, determinado por el método Olsen); potasio (en mg/kg de K_2O, determinado por emisión atómica); carbonato cálcico (en %, determinados por el método de Sherrod et al. [4].

Los análisis estadísticos se hicieron considerando el diseño experimental y se realizó análisis de la varianza mediante PROC MIXED de SAS. En la separación de medias se aplicó el test de Tukey aplicando un nivel de significación $P< 0.05$.

Resultados y discusión

El pH del suelo en 2006 fue significativamente menor en los primeros quince cm de suelo en NT que en MT (Tabla 1); en 2014 el pH del suelo solo fue menor en NT que en MT en el intervalo de 0-5 cm de suelo, debido probablemente al aumento de carbono orgánico del suelo en este intervalo y en el sistema de NT [5]. El descenso del pH en esta profundidad pudo estar relacionado con los compuestos ácidos generados por una actividad microbiana más intensa, lo que es un beneficio en un suelo marcadamente básico. En las parcelas de CT, el pH del suelo en 2014 aumentó en los primeros 30 cm del suelo debido al incremento de carbonato cálcico que se produjo a lo largo del perfil del suelo (Tabla 2).

En 2006 y 2014, el contenido de STC y de $CaCO_3$ en los primeros 30 cm de profundidad fue mayor en CT y fueron significativamente mayores en NT que en MT. Sin embargo, mientras que en CT, el contenido de STC fue aumentando a lo largo del perfil del suelo en 2014, en los sistemas MT y NT solo aumentó en los primeros cinco cm de suelo en ese mismo año.

Tabla 1. pH del suelo en 2006 y 2014 de 0 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo.

	2006				
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	8.4	8.3	a	8.2	b
5-10 cm	8.5	8.4	a	8.3	b
10-15 cm	8.4	8.4	a	8.3	b
15-30 cm	8.4	8.3	a	8.3	a
	2014				
0-5 cm	8.5	8.3	a	8.1	b
5-10 cm	8.6	8.4	a	8.4	a
10-15 cm	8.6	8.4	a	8.4	a
15-30 cm	8.6	8.5	a	8.5	a

CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con distinta letra son significativamente diferentes entre cada año (α=0,05).

El aumento de STC en CT fue debido al incremento de $CaCO_3$ en 2014 mientras que el aumento en los primeros 5 cm de profundidad en MT y NT fue debido al incremento de carbono orgánico de suelo en ese mismo intervalo y año [5]. Hay que señalar que mientras que el contenido de $CaCO_3$ del suelo en CT aumentó, en MT y NT dicho contenido disminuyó significativamente (Tabla 2).

Tabla 2. Contenido de carbono total (STC) y $CaCO_3$ del suelo en 2006 y 2014 de 0 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo.

Carbono total del suelo (g kg^{-1})				2006	
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	21.6	14.4	b	18.6	a
5-10 cm	21.3	14.1	b	17.2	a
10-15 cm	21.5	14.0	b	16.9	a
15-30 cm	21.8	13.9	b	15.8	a
				2014	
0-5 cm	24.2	15.1	b	21.9	a
5-10 cm	23.0	13.4	b	17.0	a
10-15 cm	23.5	12.6	b	15.5	a
15-30 cm	24.2	11.4	b	15.0	a
$CaCO_3$ del suelo (g kg^{-1})				2006	
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	14.3	6.2	b	8.9	a
5-10 cm	13.9	6.1	b	8.6	a
10-15 cm	14.1	6.5	b	8.7	a
15-30 cm	14.3	6.5	b	8.1	a
				2014	
0-5 cm	17.9	3.6	b	7.4	a
5-10 cm	16.5	3.4	b	8.0	a
10-15 cm	16.9	3.4	b	7.6	a
15-30 cm	18.2	3.9	b	8.1	a

CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

Durante el primer año 2004, el contenido de N total fue menor en CT que en MT y NT. En 2006, el contenido de nitrógeno fue un 10% significativamente mayor en los primeros díez cm de suelo en NT que en MT (Tabla 3). En 2014, solo en el intervalo de 0-5 cm de suelo, el contenido de N fue un 21% significativamente mayor en NT que en MT.

Tabla 3. Nitrógeno total del suelo en 2006 y 2014 de 0 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo.

	2006				
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	0.58	0.90	b	1.03	a
5-10 cm	0.56	0.87	b	0.92	a
10-15 cm	0.58	0.87	a	0.87	a
15-30 cm	0.60	0.90	a	0.84	a
		2014			
0-5 cm	0.76	1.26	b	1.52	a
5-10 cm	0.72	1.08	a	1.04	a
10-15 cm	0.76	1.00	a	0.94	a
15-30 cm	0.74	0.91	a	0.81	a

CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

El contenido de P asimilable fue mayor en NT en la capa superficial (0-5 cm) en comparación con MT, que fue mayor que CT en 2006 y 2014 (Tabla 4). En los intervalos de suelo más profundos, diferencias significativas en P no se encontraron entre NT y MT excepto en 2014 donde el contenido de P fue mayor en el intervalo de 10-15 en MT que en NT.

En 2006, el contenido de potasio asimilable fue significativamente mayor en las parcelas de NT en la capa superficial (0-5 cm) que en las de MT, que fue mayor que en las de CT (Tabla IV), mientras que en 2014, el contenido de K fue similar en NT y MT en este intervalo. En 2014, el contenido de K en 5-30 cm de profundidad fue mayor significativamente en MT que en NT. Las parcelas de CT tuvieron siempre valores menores de P y K en los dos años presentados, si bien hay que señalar que la distribución de estos parámetros fue a más homogéneamente a lo largo del perfil del suelo que en los otros dos sistemas de laboreo (Tabla 4).

Bajo NT, la distribución de nutrientes se concentró en la capa más superficial, particularmente con respecto a los elementos menos móviles, como P y K debido a la baja perturbación del suelo durante los laboreos de conservación [7].

Tabla 4. Fósforo y Potasio del suelo en 2006 y 2014 de 0 a 30 cm profundidad en tres sistemas de laboreo.

Fósforo de suelo (g kg^{-1})			2006		
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	25.2	29.2	b	41.6	a
5-10 cm	23.8	27.5	a	29.6	a
10-15 cm	20.9	24.5	a	21.6	a
15-30 cm	21.1	19.7	a	19.5	a
			2014		
0-5 cm	19.2	29.5	b	38.8	a
5-10 cm	17.8	24.1	a	25.2	a
10-15 cm	21.3	23.3	a	19.9	b
15-30 cm	17.6	17.3	a	15.2	a
Potasio de suelo (g kg-1)			2006		
Profundidad	CT(referencia)	MT		NT	
0-5 cm	110.6	223.7	b	294.7	a
5-10 cm	98.0	193.5	a	193.3	a
10-15 cm	100.3	161.9	a	145.3	b
15-30 cm	106.6	139.5	a	136.4	a
			2014		
0-5 cm	123.3	323.3	a	322.2	a
5-10 cm	95.0	199.4	a	187.8	b
10-15 cm	85.0	172.8	a	142.7	b
15-30 cm	95.0	117.8	a	98.9	b

CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

El tipo de laboreo puede alterar la distribución de las propiedades del suelo a lo largo del perfil del suelo, debido al manejo de suelo. Por ello, en este estudio, se calculó la razón de estratificación (Franzluebbers, 2002) a partir de las propiedades de suelo a 0-5 cm divididas por 15-30 cm (Tabla 5). La razón de la estratificación en NT de SCT. N y K fueron un 25, 53 y 51% mayores en 2014 que en 2006, mientras que la razón de P y $CaCO_3$ disminuyó un 36 y un 21% en 2014. En MT, la razón de la estratificación de SCT. N y K fueron un 28, 38 y 71% mayores en 2014 que en 2006, mientras que la razón de P disminuyó un 17% en 2014. La razón de estratificación de estos parámetros en NT fue significativamente mayor que en MT en 2006 y 2014, excepto la razón de $CaCO_3$ donde en 2014 fue similar en los dos sistemas de laboreo. La razón de estratificación de todos los parámetros estudiados bajo el sistema de CT fue menor que la de los sistemas conservacionistas y no varió entre los años 2006 y 2014.

Conclusiones

La práctica de NT ha tenido una influencia marcadamente positiva en parámetros como el contenido de carbono total, nitrógeno, y potasio, que también se incrementaron en menor medida con MT. Asimismo, el NT hizo disminuir el pH en los primeros 5 cm de suelo.

Tabla 5. Efecto del sistema de laboreo en la razón de estratificación (0–5/15–30 cm) de propiedades de suelo en 2006 y 2014.

	2006				
	CT (referencia)	**MT**		**NT**	
Carbono total de suelo (g kg^{-1})	**0.99**	**1.03**	**b**	**1.17**	**a**
Nitrógeno total (g kg^{-1})	**0.97**	**1.00**	**b**	**1.23**	**a**
Fósforo disponible (g kg^{-1})	**1.20**	**1.48**	**b**	**2.13**	**a**
Potasio disponible (g kg^{-1})	**1.03**	**1.60**	**b**	**2.16**	**a**
Carbonato calcico (g kg^{-1})	**1.00**	**0.96**	**b**	**1.09**	**a**
	2014				
	CT (referencia)	**MT**		**NT**	
Carbono total de suelo (g kg^{-1})	**1.00**	**1.32**	**b**	**1.46**	**a**
Nitrógeno total (g kg^{-1})	**1.03**	**1.38**	**b**	**1.88**	**a**
Fósforo disponible (g kg^{-1})	**1.01**	**1.25**	**b**	**1.57**	**a**
Potasio disponible (g kg^{-1})	**1.30**	**2.74**	**b**	**3.25**	**a**
Carbonato calcico (g kg^{-1})	**0.98**	**0.94**	**a**	**0.90**	**a**

CT, laboreo convencional, MT, mínimo laboreo y NT, no laboreo. Datos con la misma letra minúscula y mayúscula no son significativamente diferentes en cada año estudiado entre profundidades y años respectivamente (α=0,05).

El pH del suelo y la distribución de STC, N, P y K asimilables en el perfil del suelo (0-30 cm) varió como resultado de los sistemas de laboreo MT y NT aplicados durante un período de 10 años.

Agradecimentos

Este estudio ha sido financiado por los siguientes proyectos RTA2006-00121-c03-01, RTA2010-00006-C03-01 y RTA 2013-00009-C02-02 del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, proyectos cofinanciados con fondos FEDER.

Referências bibliográficas

[1] Franzluebbers, A.J. 2002. Soil Tillage Res. 66, 95–106.

[2] López-Fandó, C., Pardo, M.T. 2009. Soil Tillage Res. 104, 278–284.

[3] Olsen, S.R., Sommers, L. E. 1982. Phosphorus.p. 403-430. *In* A. L. Page *et al.* (Eds.)

[4] Sherrod, L.A., Dunn, G., Peterson, G.A., Kolberg R.L., 2002. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 299-305

[5] Sombrero, A; Diez, C.; Casta, P. 2018. Comunicación. VIII Congreso Ibérico de las Ciencias del Suelo. CICS 2018.

[6] Thomas, G.A., Dalal, R.C., Standley, J. 2007. Soil Tillage Res. 94: 295–304.

[7] Thompson, C.A., Whitney, D.A. 2000. Soil Sci. Plant Anal. 31: 241–257.

Efecto de técnicas de manejo sostenible del suelo en el ciclo del carbono en regiones agrícolas semiáridas

Effect of sustainable soil management techniques on the carbon cycle in semi-arid agricultural regions

Urrutia, Idoia[1*], Virto Iñigo[2], Astrain Carlos[3], Enrique Alberto[2], Bescansa Paloma[2]

[1] IFEVA/CONICET – Cátedra de Edafología, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, Argentina. *ilarrachea@agro.uba.ar

[2] Departamento de Ciencias del Medio Natural, Área de Edafología y Química Agrícola, E.T.S.I. Agrónomos, Universidad Pública de Navarra, Campus Arrosadia s/n, 31006 Pamplona, España

[3] Gestión Ambiental de Navarra, S.A. (GAN-NIK). Padre Adoain, 219,31015 Pamplona, España

Resumen

En las regiones áridas y semiáridas los suelos son especialmente sensibles a la degradación como consecuencia de su manejo intensivo, al ser la reposición natural de materia orgánica reducida. El objetivo de este trabajo fue estudiar los efectos del manejo ecológico (AE) y distintas técnicas conservacionistas (AC) sobre el ciclo del carbono del suelo y propiedades biológicasdel suelo en el sur y centro de Navarra, encontraste con las técnicas de manejo convencional. En una colección de pares de parcelas representativas de secano en diferentes zonas agroclimáticas, se determinaron el contenido total de C, C lábil, C asociado a la fracción mineral, C de la biomasa microbiana, respiración basal y la diversidad funcional de las comunidades microbianas del suelo a 0-5 y 5-15 cm de profundidad. El manejo en AE mostró una mayor estabilización del C orgánico en relación a las entradas al suelo, y una acumulación preferencial de este C en forma lábil frente al manejo convencional. Las técnicas de AC contribuyeron al aumento de C en el suelo y a una mayor actividad microbiana y diversa. Estos resultados sirvieron para determinar la influencia del manejo agrícola del suelo sobre el ciclo del C, su estabilización y su dinámica en los suelos agrícolas de secano de estasregiones.

Palabras clave o Palabras clave: regiones semiáridas, agricultura ecológica, agricultura de conservación, secuestro de carbono, indicadores biológicos

Abstract

In arid and semi-arid regions soils are especially vulnerable to soil degradation process as a result of their intensive management and the low content of organic matter in soils. The objective of this work was to study the effects of organic agriculture (OA) and other conservationist techniques (CA) in comparison to conventional management of soils on the soil carbon cycle and the biological properties of soil in the center and south of the Navarra province. In a collection of pairs of representative plots, we measured the total soil organic C content, labile C, C associated to the mineral fraction, microbial biomass C, basal respiration and the functional microbial diversity at 0-5 and 5-15 cm depth. The results showed that organic C stabilization in OM was proportionally greater in relation to the total inputs to the soil and / or induced a greater accumulation in labile forms. The CA techniques promoted an increasing C content in soils and higher microbial activity and diversity. In conclusion, these results showed that agricultural land management could lead to important differences in the C cycle, its stabilization and its dynamics in the agricultural soils of the arid and semi-arid regions.

Keywords: semiarid regions, organic agriculture, conservation agriculture, carbon secuestration, biological indicators

Introducción

La creciente preocupación social por el medioambiente y por el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, junto con la aplicación de medidas agroambientales derivadas de los sucesivos Reglamentos Europeos de Desarrollo Rural, ha contribuido a que el sector agroalimentario tome mayor conciencia de las consecuencias de su actividad en el medio y en relación al ciclo del carbono, incluidas las relacionadas con el manejo de los suelos agrícolas. Esto es especialmente importante en las regiones áridas y semiáridas, donde los suelos son especialmente sensibles a la degradación como consecuencia de su manejo intensivo, al ser la reposición natural de materia orgánica reducida [1]. Si bien el contenido de carbono y la capacidad de fijar CO_2 por unidad de superficie en estas zonas son menores que en otras regiones, diferentes técnicas de manejo pueden tener una contribución importante al aumento del stock de C orgánico en el suelo, contribuyendo a la captura global de carbono, y al mismo tiempo a la mejora de la calidad del suelo para prevenir su degradación [1].

La Agricultura de Conservación (AC) y la Agricultura Ecológica (AE) engloban un conjunto de prácticas agrícolas que tienen como objetivo mantener, mejorar y realizar un uso eficiente de los recursos naturales, en el caso del primero, y prácticas que se basan en el manejo de los residuos orgánicos y en la conservación de la materia orgánica en el suelo, en el caso del segundo. Tanto la AC como la AE, pretender contribuir al proceso de secuestro de C en el suelo debido a la reducción de la mineralización de la materia orgánica, mejora de la estructura y aumento de la capacidad de almacenar agua y en la mejora del entorno para las raíces y para las poblaciones microbianas del suelo.

La MO, y por tanto el C orgánico del suelo (COS), es el indicador que con más frecuencia es utilizado para estudiar los efectos del manejo agrícola en la calidad del suelo y de la sostenibilidad agronómica. Su importancia se basa en la influencia que tiene sobre otros indicadores físicos, químicos y biológicos de la calidad del suelo. Los indicadores biológicos están estrechamente relacionados con el ciclo del C debido a su función en la tranformación de la MO, además de influir en el reciclado de nutrientes. Por ello, son útiles para evaluar las consecuencias inducidas por el manejo agrícola sobre el ciclado de la MO y por su rápida respuesta a estos cambios.

El objetivo principal de este trabajo fue estudiar cómo afectan las prácticas de AC y AE, frente al manejo convencional, en el ciclo del C y dinámica de la materia orgánica en los agrosistemas de secano de dos zonas semiáridas en Navarra. En primer lugar, se compararon las características de la fracción orgánica y almacenamiento, carbono de la biomasa microbiana y la diversidad de la comunidad microbiana en dos suelos manejados según principios de la AE frente a parcelas equivalentes manejadas de forma convencional. Y en segundo lugar, el estudio se centró en la comparación de las características de la materia orgánica y su almacenamiento y propiedades biológicas en un suelo bajo no laboreo y laboreo reducido frente a laboreo convencional.

Material y métodos

El estudio se efectuó, por un lado, en el municipio de Tudela donde se trabajó con dos parcelas en AE con sus correspondientes parcelas control bajo manejo convencional: Valdecruz - Gamonal (42º6'65”N, 1º30'45”W) y Plana I-Plana II (42º5'17”N, 1º33'43”W). Desde el 2003, en la parcela de AE de Valdecruz se llevó a cabo una rotación de cereal y barbecho semillado con yeros y leguminosas, y fue trabajada con laborero mínimo y siembra directa. Mientras su control fue manejada por rotación clásica de cereal y barbecho y fue abonada durante tres campañas consecutivas (2003 - 2006) y pastoreada en una (2011/2012). La parcela Plana I (AE) fue aprovechada mediante una rotación de trigo y diferentes tipos de barbecho,

además de ser pastoreada de forma extensiva por ganado ovino, mientras su control Plana II fue manejada por rotación clásica de año y vez, alternando cultivo de trigo y barbecho. El ensayo experimental de AC se implantó en 1994 y se encuentra en el municipio de Olite (42º27'36"N; 1º41'2,674"W). Dentro de la parcela de experimentación de AC se estudiaron los siguientes manejos para cereal de secano: no laboreo (NL), laboreo mínimo (LM), laboreo convencional (LC) y no laboreo con quema de rastrojo (NLQ).

El muestreo se efectuó al comienzo de la primavera. En cada parcela se tomaron cuatro repeticiones en 0-5 y 5-15 cm de profundidad para el estudio de los parámetros relacionados con el ciclo de C orgánico. En el caso de la parcela de AC las muestras se tomaron al azar con cuatro repeticiones de cada uno de los tratamientos, y para las mismas profundidades. Parte de las muestras fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas a 2 mm. Para el estudio del ciclo del C se determinaron el carbono orgánico total (COT) y el carbono en la fracción POM (C-PM) por el método Blakey-Black, carbono asociado a la fracción mineral (CFM) y C de la biomasa microbiana por el método de fumigación. Los parámetros biológicos se determinaron a partir de muestra húmeda y tamizada a 4 mm y para la profundidad 0-5 cm. La respiración basal microbiana se determinó con el método MicroResp^{TM} y la diversidad funcional del suelo (Índice modificado de Shannon, IS) con el método EcoPlacas^{TM} de Biolog.

Resultados y discusión

La concentración y el contenido de C orgánico total en 0-5 cm fue mayor en Valdecruz (AE) que en Gamonal (convencional) (13.6 y 11.7 gkg^{-1} y 11 y 7 Mgha^{-1}), mientras que de 5-15 cm fue menor en Valdecruz (12.9 y 15.3 Mg ha^{-1}) (Tabla 1). El stock de C-POM y el CFM fueron significativamente mayores en superficie en Valdecruz que en Gamonal (2.70 y 1.56 Mg ha^{-1}y 8.3 y 5.4 Mg ha^{-1}). Esta distinta distribución de la MO total y de la facción lábil, siendo mayor en AE en superficie, pudo deberse a la mayor cantidad de rastrojos acumulados en esta parcela. Se observó una proporción mayor del CBM en Gamonal que en Valdecruz, mientras que la respiración basal fue menor en Valdecruz que en Gamonal (0.011 y 0.020 CO_2 ug CO2-CO/g/h). Esto indicaría una menor mineralización del C orgánico en AE y menor protección del C en el manejo convencional. La diversidad funcional, tanto referida al consumo de sustratos de carbono como al índice modificado de Shannon mostraron valores más altos en Gamonal (IS 4.51) que en Valdecruz (IS 3.68), pudiendo deberser a la mayor cantidad de biomasa microbiana observada en Gamonal.

Tabla 1–Concentración y stock de C orgánico (CT), C en la fracción POM (C-POM) y C en la fracción mineral (CFM) en 0-5 y 5-15 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0,05) entre parcelas. Eq=equivalente.

	Valdecruz (AE)		Gamonal (convencional)	
	0-5 cm	5-15 cm(eq)	0-5 cm	5-15 cm (eq)
CT (gkg^{-1})	13,6 ±0,4a	12,2 ± 0,6	11,7 ± 0,6b	12,0 ± 0,2
CT (Mgha^{-1})	11,0 ±0,3a	12,9 ±0,6b	7,0 ± 0,4b	15,3 ± 0,3a
C-POM (Mgha^{-1})	2,70 ±0,8a	1,92 ± 0,2b	1,56 ±0,3b	2,99 ± 0,6a
CFM (Mgha^{-1})	8,3 ±0,67a	11,1 ± 0,39	5,4 ±0,29b	12,3 ± 0,40

En La Plana I y La Plana II, la concentración y contenido de C, y el stock de C-POM y el CFM de 0-5 cm fueron significatibamente mayores en el manejo convencional que en AE. La proporción de C-POM dentro del C orgánico total fue superior en La Plana I (23.2 y 20 C-POM/100g) que en La Plana II (19 y 16.2 C-POM/100g). Esta semejanza entre las dos parcelas pudo deberse a una mayor entrada de cosechas que recibió La Plana II y por la ausencia de diferencias en las labores realizadas en las parcelas. La respiración basal, el consumo de sustratos de carbono y el Índice modificado de Shannon mostraron valores más altos en AE (IS 4.31) que en el manejo convencional (IS 3.91).

Tabla 2–Concentración y stock de C orgánico (CT), C en la fracción POM (C-POM) y C en la fracción mineral (CFM) en 0-5cm y 5-15cm (equivalente) en la parcela de experimentación de Olite. Letras diferentes indican diferencias significativas (P<0,05) entre parcelas.

	Prof. cm	CT (gkg^{-1})	CT ($Mgha^{-1}$)	C-POM ($Mgha^{-1}$)	CFM ($Mgha^{-1}$)
NL	0-5	17,3 ± 0,41a	14,2 ± ,0,34a	3,30 ± 0,00	10,9 ± 0,03a
	5-15	11,5 ± 0,6a	16,1 ± 0,10b	2,63 ± 0,09	13,4 ± 0,50b
LM	0-5	14,3 ± 0,46b	10,8 ± 0,35b	2,68 ± 0,06	8,1 ± 0,64ab
	5-15	12,6 ± 0,75a	18,5 ± 1,08a	2,88 ± 0,068	15,6 ± 0,70a
LC	0-5	10,5 ± 0,24c	7,99 ± 0,21c	2,13 ± 0,02	5,86 ± 0,36b
	5-15	9,79 ± 0,19b	14,2 ± 0,25b	1,77 ± 0,11	12,5 ± 0,19b
NLQ	0-5	16,7 ± 1,51a	14,0 ± 1,24a	2,99 ± 0,04	11,0 ± 1,62a
	5-15	11,7 ± 0,56a	16,2 ± 0,84b	2,20 ± 0,20	14,0 ± 1,79b

En la parcela experimental de AC, la concentración de C orgánico total del suelo (gkg^{-1}) y el almacenamiento ($Mgha^{-1}$) en 0-5 cm fueron mayores en NL (17.3 y 14.2) y NLQ (16.7 y 14) que en LM (14.3 y 10.8) y LC (10.5 y 7.99) (Tabla 2). De 5-15 cm la concentración fue significativamente mayor en NL, NLQ y LM (11.5, 11.7 y 12.6 gkg^{-1}) respecto a LC (9.79), mientras que el almacenamiento de C fue mayor en LM (18.5 $Mgha^{-1}$) que en NL, NLQ y LC (16.1,16.2 y 14.2 Mg ha^{-1}). El stock de carbono en la profundidad equivalente a 15 cm fue menor en LC (23.3 Mg ha^{-1}) que en NL, NLQ y LM (30.3, 30.1 y 29.3 Mg ha^{-1}). Estos resultados indicarían que tras 20 años bajo sistemas conservacionistas, hubo un aumento del stock de C orgánico en el horizonte labrado. Además, estudios anteriores realizados en la misma zona, demostraron que el NL favorece el mantenimiento de la producción en los años secos [2], al constribuir a la conservación del agua en el suelo [3]. Por otro lado, se observó mayor estratificación de la materia orgánica en el NL y NLQ que en LC. El stock de C-POM no mostró diferencias entre tratamientos en las dos profundidades, aunque se observó una significativa estratificación en NL (4.02 y 11.5 g kg^{-1}) y NLQ (3.56 y 1.60 g kg^{-1}). Esta ausencia de diferencias en el C-POM pudo estar asociado con la transformación al regadio que sufrieron estas parcelas dos años atrás, pudiendo indicar un cambio en la tendencia a almacenar materia orgánica cuando el sistema es transformado. El stock de C de la fracción mineral en 0-15 cm fue mayor en NL, NLQ y LM (13.3, 13.1 y 10.8 g kg^{-1}) que en LC (7.6 gkg^{-1}). El CBM fue significativamente mayor en 0-5 cm en el NL que en LC en contenido (877 y 248 mg kg^{-1}) y concentración (0.72 y 0.20 Mg ha^{-1}), mientras que el LM y NLQ mostraron valores intermedios (577 y 560 mg kg^{-1} y 0.43 y 0.43 Mg ha^{-1}). El consumo de sustratos de carbono y el índice modificado de Shannon fueron significativamente mayores en el NL (4.36) que en el resto de tratamientos (NLQ-4.01, LM-390 y LC-3.95). Una mayor cantidad de MO observada en el NL y con mayor protección pudo contribuir al aumento de las comunidades microbianas y a su diversidad.

Conclusiones

Las prácticas de AC favorecieron el almacenamiento de COS y una mayor diversidad microbiana del suelo respecto al manejo convencional. El manejo agro-ecológico contribuyó parcialmentea la estabilización del C en superficie, preferencialmente en forma lábil, aunque no a mayores concentraciones totales, mientras que los indicadores biológicos mostraron variabilidad según el manejo y la fase del agrosistema a la hora de realizar el estudio.

Agradecimientos

Este proyecto se realizó gracias al financiamiento de Fundación La Caixa.

Referencias bibliográficas

[1] Fernández-Ugalde, O., I. Virto, P. Bescansa, M.J. Imaz, A. Enrique y D.L. Karlen. 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone semiarid soils. Soil & Tillage Research 106 29-35.

[2] Virto, I.,P. Bescansa, M.J. Imaz, A. Enrique, W. Hoogmoed. 2007. Burning crop residues under no-till in semi arid land, Northern Spain. Effects on soil organic matter, aggregation and earthworm populations. Australian Journal of Soil Research 45(6): 414-421.

[3] Bescansa, P., I. Virto, A. Enrique, M.J. Imaz, C. Astrain. 2010. Medidas agroambientales en secanos semiáridos: Evaluación de resultados mediante indicadores de calidad del suelo. Navarra Agraria 178: 11-16.

Impacto de diferentes prácticas agrícolas sobre la abundancia de hongos y bacterias en un suelo bajo clima semi-arido.

Impact of different management practices on the abundance of bacteria and fungi in a soil under semi-arid climate.

Navas Mariela[1], Martín-Lammerding Diana[2], Torres Miguel Ángel[3], Espejo Rafael[1], Benito Marta[1], Tenorio José Luis[2]

[1] Departamento de Producción Agraria. E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas, UPM, AV. Puerta de Hierro 2, 28040 Madrid Spain (marielajose.navas@upm.es)
[2]Departamento de Medio Ambiente. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ctra de la Coruña, km 7,5. 28040 Madrid, Spain
[3]Centro de Biotecnología y Genómica de Planta UPM, Campus de Montegancedo, Ctra M-40, km 38, 28223 Pozuelo de Alarcón, Spain.

Resumen

Las prácticas agricolas influyen marcadamente en las propiedades de los suelos conduciendo a cambios en su comunidad microbiana y consecuentemente en la productividad y funcionalidad del ecosistema. En este estudio se evaluó el efecto de tres sistemas de laboreo (no laboreo-NT, mínimo laboreo-MT y laboreo convencional-CT) y dos sistemas de cultivo (monocultivo y rotación) en un suelo bajo clima semi-árido. Para alcanzar los objetivos de este estudio, se evaluó mediante PCR cuantitativa (qPCR) la abundancia de marcadores genéticos universales para identificar la comunidad de bacterias (ARN ribosomal 16S) y hongos totales (ITS, internal transcribed spacer). Se realizó un análisis de correlacion lineal de Pearson y un analisis de regresión multiple backward para identificar la relación de la población de hongos y bacterias con los parametros físico-quimicos del suelo. Los resultados mostraron que bajo los dos sistemas de cultivo las bacterias fueron más abundantes en condiciones de MT, mientras que los hongos dominaron en NT. La concentración de $N\text{-}NO_3$ fue uno de los parametros que mayor influyó en la abundancia de estos microorganismos.

Abstract

Agronomic practices markedly influence the characteristics of the soils leading to changes in their microbial communities and, consequently, in ecosystem functioning and productivity. We evaluated the long-term effect of three tillage systems (no tillage -NT-, minimum tillage -MT- and conventional tillage -CT-) and two cropping systems (monoculture and rotation) on the microorganisms in a soil under semi-arid climate. For this purpose, we assessed by quantitative polymerase chain reaction (qPCR) the abundance of universal genetic markers to identify total communities of bacteria (*16S* ribosomal RNA) and fungi (*internal transcribed spacer*, *ITS*). We performed Pearson's rank correlation and backward multiple-linear regression analyses to identify the relationship between these biological markers and physical-chemical and biochemical soil attributes. Under both cropping systems, bacteria were more abundant in plots under MT whereas fungi dominated under NT. NO_3-N concentration was among the parameters that had the greatest influence on the microbial markers.

Introducción

El manejo de tierras agrícolas es una de las principales actividades antrópicas que más altera las propiedades del suelo, conduciendo a pérdidas de estructura, diversidad y abundancia de microorganismos del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de prácticas agrícolas (laboreo y sistemas de cultivos) sobre la abundancia de genes universales correspondiente al grupo de bacterias (16S) y Hongos totales (ITS).

Materiales y Métodos

Característica del sitio, muestreo

El estudio se realizó en parcelas localizadas en la región central de España (Madrid) establecidas en 1994. Las parcelas contaban con tres sistemas de laboreo (NT, MT y CT) y dos sistemas de cultivos (rotación-ROTA y monocultivo-MONO). La rotación consistió en varios cultivos (trigo-veza-barbecho) mientras que en el monocultivo se utilizó sólo trigo. El suelo fue clasificado como *Calcic Haploxeralf*. El diseño experimental consistió en 24 parcelas con cuatro repeticiones, tres sistemas de laboreo (CT, NT y MT), dos sistemas de cultivos (ROTA y MONO). Los muestreos de suelo se realizaron en noviembre del 2016 a una profundidad de 7 cm. Las muestras de suelo fueron sometidas a análisis físico-químicos (pH, EC, bD, WFPS, SOC, SON, P, K, NH_4-N, NO_3-N, C:N) y biológicos.

Extracción de ADN y cuantificación de secuencias de 16S e ITS

El ADN fue extraído de 5 g de suelo usando un kit de extracción (MOBIO laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA). La evaluación de la abundancia bacterias y hongos totales se realizó mediante qPCR utilizando cebadores correspondientes a los genes del ARN ribosómico 16S de bacterias y a los *internal transcribed spacers (ITS)* de hongos. La cuantificación de los productos de qPCR fue expresada como número de copias por gramo de suelo, usando curvas estándar generadas con plásmidos clonados con inserto del 16S y de ITS, respectivamente.

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat program, version 2016 (Di Rienzo, 2016). Los análisis de varianza y la mínima diferencia significativa (LSD) fueron utilizados para evaluar los efectos de las prácticas de manejo sobre la población de hongos y bacterias totales. Un análisis de regresión lineal múltiple (Backward) fue utilizado para identificar la relación de la abundancia de bacterias y hongos con las propiedades físico-químicas del suelo (pH, EC, bD, WFPS, SOC, SON, P, K, NH_4-N, NO_3-N, C:N).

Resultados y discusión

La abundancia estimada de bacterias y hongos totales, evaluada mediante qPCR con cebadores de 16S e ITS respectivamente, mostró un comportamiento distinto. Los valores más altos de la población bacteriana fueron observados en MT tanto en monocultivo como en rotación de cultivos (Fig. 1), mientras que la población de hongos totales fue mayor en las parcelas de NT (Fig. 2). Estos resultados podrían estar asociados a varios factores como la relación C:N y las características físicas y químicas de las parcelas. Los análisis de regresión múltiples (Tabla1) indicaron que parámetros como EC y NO_3-N podrían estar afectando la abundancia de hongos y bacterias en las diferentes parcelas. En consonancia, análisis de regresión múltiple “backward” también mostraron una correlación negativa de EC y NO_3-N con la abundancia de 16S y ITS. Estos resultados podrían estar asociados a la sobre-fertilización de las parcelas. La sobre-fertilización es una de las prácticas agrícolas que más influye en los microorganismos de suelo [1][2]. De hecho, en nuestras parcelas los valores más altos de NO_3-N coinciden con los valores más bajos de hongos y bacterias. Peacock y colaboradores [3] también indicaron que la fertilización por largos

periodos de tiempo con nitrato de amonio redujo la abundancia de bacterias gram-negativas.

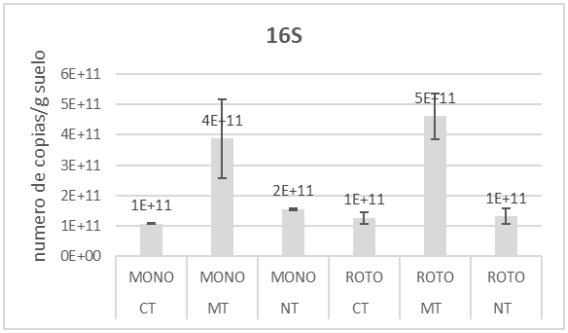


Fig.1 Abundancia de bacterias totales en diferentes manejos de suelo

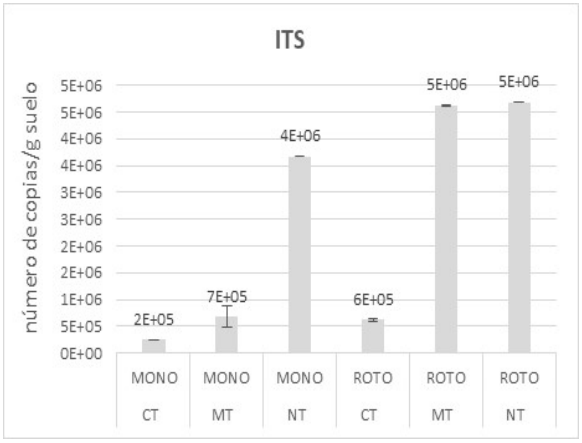


Fig.2 Abundancia de bacterias totales en diferentes manejos de suelo

Conclusiones

Nuestros resultados indican que en el suelo bajo clima semiárido evaluado las diferentes prácticas de manejo y la magnitud de los atributos físico-químicos del suelo condicionan la estructura de la comunidad microbiana del suelo. La concentración de nitrato fue uno de los atributos del suelo que más condicionó la población de bacterias y hongos. La población de bacterias destaca en las parcelas con mínimo laboreo mientras que los hongos predominan en parcelas de laboreo convencional. Ello sugiere que los hongos podrían ser más resistentes a las concentraciones de nitratos presentes en las parcelas.

Tabla1. Resultados de los análisis de regresión múltiple

Dependent variable (Y)	Retained variables (X)	Parameter Estimated (β)	Standard Error	T-statistic	*p*-value	R^2
16S	Intercept	12.55	0.14	86.74	<0.0001	
	WFPS	-004	0.003	-11,14	<0.0001	**0.93**
	C: N	0.05	0.01	5.27	<0.0001	
	NH_4-N	0.06	0.02	2.70	0.0063	
	NO_3-N	-012	001	-15.95	<0.0001	
ITS	Intercept	7.99	0.31	25.67	<0.0001	
	C: N	0.04	0.01	3.88	<0.0001	**0.98**
	P	-0.07	0.02	-15.18	<0.0001	
	K	0.002	0.0004	14.49	<0.0001	
	EC	-0.02	0.003	-4.18	<0.0001	
	NO_3-N	-0.13	0.01	-15.59	<0.0001	
B:F	Intercept	4.12	0.38	10	<0.0001	
	EC	0.02	0.003	5.95	<0.0001	**0.98**
	P	0.08	0.01	12,93	0.0473	
	K	-0.008	0.0002	-17.73	<0.0001	
	NH_4-N	0.06	0.03	2.13	<0.0001	
	WFPS	-0.05	0.01	-7.50	<0.0001	
AOB	Intercept	2.70	0.07	41.06	<0.0001	
	WFPS	0.03	0.001	25.26	<0.0001	**0.98**
	C: N	0.01	0.002	4.78	<0.0001	
	P	-0.01	0.001	-12.54	<0.0001	
	K	0.0009	0.0004	21.48	<0.0001	
	EC	0.02	0.0007	22.50	<0.0001	
AOA	Intercept	8.10	0.18	44.20	<0.0001	
	WFPS	0.06	0.01	10.90	<0.0001	**0.95**
	C: N	-0.03	0.01	-4.73	<0.0001	
	P	0.05	0.01	8.87	<0.0001	
	K	-0.001	0.0002	-5.68	<0.0001	
	EC	-0.03	0.002	-15.30	<0.0001	
	SOC	0.05	0.02	2.58	0.0196	
ß-glucosidase gene	Intercept	8.14	0.18	45.29	<0.0001	
	C: N	0.03	0.004	6.21	<0.0001	**0.87**
	K	0.0006	0.0003	4.82	0.0001	
	pH	-0.06	0.002	-2.86	0.0104	
	NO_3-N	-0.03	0.003	-9.51	<0.0001	
	SOC	-0.04	0.01	-5.17	0.0001	

Bibliografía

[1] Peacock AG, Mullen MD, Ringelberg DB, Tyler DD, Hedrick DB, Gale PM, White DC (2001). Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. Soil Biol Biochem 33: 1011-1019.

[2] Zhou B, Ma M, Qin, Jiang X, Chen S, Cao F, Shen D, Li J (2015). Influence of 34-years of fertilization on bacterial communities in an intensively cultivated black soil in northeast China. Soil Biol Biochem 90: 42-51.

[3] Zhou J, Jiang X, Zhou B, Zhao B, Ma M, Guan D, Li J, Chen S, Cao F, Shen D, Qin J (2016) .Thirty-four years of nitrogen fertilization decreases fungal diversity and alters fungal community composition in black soil in northeast China. Soil Biol Biochem 95: 135-143.

SESIÓN 2

Génesis, clasificación y cartografía de suelos

ORALES

Mineralogía de arcillas y la génesis de los suelos del margen Cantábrico oriental

Clay mineralogy and soil formation in the eastern Cantabrian margin

Arriolabengoa, Martin[1,2*], Bilbao, Peru[1,2], del Val, Miren[1,2,3], Narbarte, Josu[4], Yusta Iñaki[1], Arostegi, Javier[1], Iriarte, Eneko[2,5], Aranburu, Arantza[1,2]

[1] Dpto. Mineralogía y Petrología, Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Barrio Sarriena s/n, 48940 Leioa, Bizkaia. martin.arriolabengoa@ehu.eus

[2] Aranzadi GeoQ Zentroa, Barrio Mendibile, 48940 Leioa, Bizkaia

[3] Centro Nacional de Investigación sobre la Evolución Humana. Paseo Sierra de Atapuerca 3, 09002, Burgos.

[4] Dpto. Geografía, Prehistoria y Arqueología, Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea. Paseo de la Universidad 5. 01006 Vitoria-Gasteiz.

[5] Dpto. de Ciencias Históricas y Geografía, Universidad del Burgos. Misael Bañuelos s/n, 09001, Burgos.

Resumen

El estudio de la mineralogía de arcillas en los suelos puede proporcionar información sobre los procesos predominantes en el ambiente pedogénico. Presentamos aquí la mineralogía de arcillas de los suelos situados sobre un lapiaz, en el relleno de una dolina, y los suelos formados en terrazas fluviales, todas ellas situadas en la vertiente cantábrica del País Vasco. A partir de los resultados, se ha corroborado que en zonas abruptas la pendiente hace que los suelos se rejuvenezcan, aunque en zonas de lapiaz el desmantelameinto parcial del suelo es menor, y están más enriquecidos en minerales de arcilla autigénicos. En los suelos formados sobre terrazas fluviales las arcillas autigénicas brillan por su ausencia, debido a la criba que se produce en el transporte de los minerales por el río antes de depositar los sedimentos en las llanuras aluviales. Por último, sugerimos que un 5 % de vermiculita ha podido ser formado en alrededor de 2.500 años.

Palabras clave o Palabras clave: Illita, vermiculita, pedogénesis, geomorfología, vertiente cantábrica.

Abstract

The research of clay mineralogy of soils can provide useful information about the predominant processes affecting the pedogenic environment. In this work, we present the clay mineralogy of soils above lapiaz morphologies, filling of a doline, and soils formed in fluvial terraces, all of them situated in the cantabrian watershed of the Basque Country. The results corroborate the previous interpretation that steep landscapes rejuvenate the soils, despite lapiaz can protect the soils partially from erosion, making them richer in authigenic clays. Soils in fluvial terraces are lacking authigenic clays, probably due to the alteration of the original minerals during their fluvial transport, which changes the original mineralogic setting before they are deposited in flood episodes. Finally, we suggest that 5 % of vermiculite may have been formed in around 2.500 years.

Keywords: Illite, vermiculite, pedogenesis, geomorphology, cantabrian watershed.

Introducción

Los minerales de arcilla en los ambientes superficiales responden a tres orígenes bien diferentes, heredados de suelos o rocas preexistentes, transformados mediante procesos de alteración en condiciones de temperatura, presión y composición de fluidos muy diferentes a los de su origen [1] y precipitados a partir de las soluciones del suelo. La mineralogía de arcillas de un suelo dependerá, en definitiva, de los factores genéticos que controlan las características del mismo: composición litológica del sustrato, clima, biota, topografía y tiempo, algunos de ellos a menudo relacionados entre sí. Por lo tanto, su estudio puede proporcionar información sobre los procesos predominantes en el ambiente pedogenético.

En los suelos de la vertiente cantábrica del País Vasco, las abundantes precipitaciones, unidas a las elevadas pendientes topográficas que configuran el territorio, determinan que la formación de los suelos esté muy condicionada por los procesos erosivos y que por ello, la mayor

parte de los minerales presentes en los mismos sean de origen heredado y que los procesos de alteración de éstos, no se hayan desarrollado a lo largo de un tiempo suficientemente prolongado como para producir su completa alteración. No obstante, la variación de tales condicionantes a nivel local puede imprimir una huella particular a la mineralogía de arcillas de estas zonas.

Los estudios existentes al respecto son escasos. Sin embargo, hay trabajos puntuales que muestran que el cortejo de minerales de la arcilla heredados está frecuentemente acompañado por otro tipo de minerales resultantes, en su mayor parte, de la alteración de los mismos. Los interestratificados de illita-vermiculita y clorita-vermiculita [2], en mayor o menor estadio de avance de la alteración, y las vermiculitas dioctaédricas derivadas de la pérdida del potasio de la illita [3] son, con mucho, los más abundantes. Estos minerales de la arcilla, en su mayor parte intermedios, atestiguan una hidrólisis incompleta. En este último trabajo se diferenciaron tres tipos de suelo a lo largo del valle del río Bostiturrieta (Fig. 1): i) S1, formados sobre rocas siliciclásticas, relativamente empobrecidos en vermiculita y enriquecidos en illita; ii) S2, formados sobre lapiaz, más enriquecidos en vermiculita que S1; y iii) S3 o *terra rossa*, también dispuestos sobre el lapiaz, pero muy enriquecidos en vermiculita respecto a la illita. En el estudio se atribuyó la diferenciación de los suelos al grado de rejuvenecimiento que confería la inclinada topografía del entorno, en donde el lapiaz puede jugar un papel importante reduciendo la erosión del suelo [3]. De esta forma, se reconoce que el factor más influyente en el contenido de arcillas de los suelos es la topografía del entorno (y el tiempo por correspondencia), mientras que el clima, la litología del sustrato y la vegetación pueden afectar sólo relativamente al tipo de mineral de la arcilla que se forma.

El objetivo principal de este trabajo es profundizar un poco más en esta linea, corroborar la interpretación ofrecida hasta ahora, y conocer los procesos que predominan en suelos genéticamente diferentes.

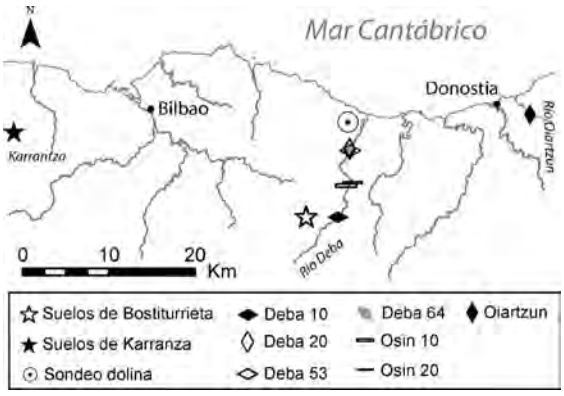


Fig. 1 –Vertiente cantábrica del País Vasco. La localización de los diferentes puntos de muestreo del estudio.

Material y métodos

Se ha determinado la mineralogía de arcillas de un conjunto de muestras recogidas en tres unidades geomorfológicas distintas (Fig. 1): 1) 5 muestras de suelos situados sobre el lapiaz del macizo de Ranero (Karrantza); 2) 5 muestras de suelo a lo largo de un sondeo de 4.80 m en el fondo de una dolina (aproximadamente un metro cada muestra), situado en el macizo kárstico de Arno (Mutriku), y cuya base data 2770 BP y el techo 160 BP; y 3) 7 muestras sobre los suelos formados en diferentes niveles de terrazas fluviales del valle del río Deba (6 muestras) y Oiartzun (1 muestra). En las terrazas fluviales del río Deba se han recogido las muestras a lo largo de los niveles 10, 20, 53 y 64 m sobre el nivel del río, siendo repetidos los niveles 10 y 20 en la zona de Osintxu (Fig. 1). La terraza del rio Oiartzun que se ha muestreado se sitúa a 15 m sobre el río. El nivel de terraza más joven de todas las muestreadas tiene una edad mínima de 100 ka.

La mineralogía de arcillas se ha determinado mediante difracción de Rayos X, sobre la fracción menor de 2 µm de cada muestra, en los laboratorios SGIker de la Universidad del País Vasco/Euskal Herriko Unibertsitatea, según el protocolo analítico recogido en Arostegui et al. [4].

Resultados

En total se han identificado 5 minerales de arcilla (Fig. 2): illita, caolinita, clorita, vermiculita y clorita – hidroxivermiculita, con ligeras diferencias en su distribución, en los suelos analizados.

Las muestras recogidas sobre los lapiaces en Ranero presentan una mineralogía de arcillas muy parecida en términos generales, con illita, clorita-hidroxivermiculita y caolinita en contenidos similares (Fig. 2). No obstante, es muy llamativa la ausencia total de illita y los elevados contenidos de caolinita en la muestra Kars-3. Cabe también destacar, que las muestras Kars-5, y Kars-6, recogidas a pocos metros de distancia entre ambas, presentan diferencias apreciables en cuanto al ratio clorita – hidroxivermiculta / illita. En la muestra Kars-5, correspondiente a un suelo marrón claro, comparativamente más expuesto a la ladera, dicho ratio es muy inferior al de la Kars-6, la cual corresponde al suelo rojizo y más protegido por el lapiaz (Fig. 3).

Respecto a las muestras correspondientes al sondeo de la dolina, todas ellas tienen una mineralogía de arcillas bastante homogénea y muy similar al suelo S1, diferenciándose de S2 y S3 por la ausencia de clorita. Su contenido en vermiculita es similar a los suelos tipo S2 formados sobre el lapiaz del valle del río Bostiturrieta. Hacia la base de los sondeos se ha podido observar un ligero aumento de vermiculita respecto a la illita.

Por último, en las terrazas fluviales del río Deba, tanto en los diferentes niveles de terraza, como en los mismos niveles pero en distinto recorrido a lo largo del río, presentan una mineralogía de arcillas muy homogénea, constituida casi exclusivamente por illita y mínimos contenidos de caolinita. En dos de ellas aparece algo de clorita. La terraza del rio Oiartzun, presenta una mineralogía algo diferente a las del Deba con cantidades significativas de clorita y caolinita a costa de la illita.

Discusión y conclusiones

La mineralogía de arcillas determinada en las muestras recogidas en el lapiaz de Ranero corrobora la hipótesis formulada respecto a la génesis de los suelos en el valle de Bostiturrieta [3]. Según ésta, la pendiente juega un papel fundamental en el carácter juvenil de los suelos de nuestro entorno, empobrecidos en minerales de la arcilla autigénicos. Sin embargo, el lapiaz tiene capacidad de disminuir el desmantelamiento parcial del suelo en la pendiente, y con ello, sus suelos están relativamente enriquecidos en minerales que han sufrido una alteración más avanzada.

La información más valiosa que podemos obtener de los resultados del sondeo es la posibilidad de plantear la formación de aproximadamente un 5% de vermiculita pedogénica en un periodo de 2500 años, pero ello requiere un estudio mucho más detallado.

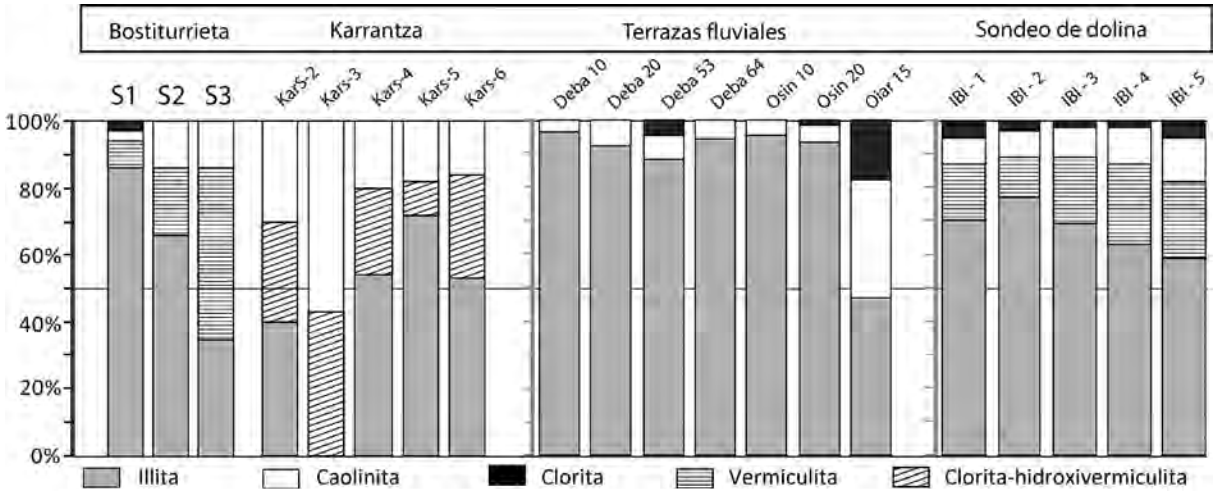


Fig. 2 –Resultados de la DRX en fracción menor de 2 µm en las diferentes muestras.

Por último, destaca la falta de arcillas pedogénicas en las terrazas fluviales. Respecto a los suelos en lapiaces o en pendientes, en las terrazas fluviales desaparece la topografía como factor para su desarrollo, ya que son superficies llanas. Los factores como la litología del sustrato, el clima y la vegetación son las mismas, y el tiempo de formación del suelo no parece ser un impedimento en las terrazas. Por tanto, el único factor que marca la diferencia es su origen, que habría que situarlo en los sedimentos depositados en la llanura de inundación durante las avenidas. Puesto que la red de drenaje del río Deba se encaja en la misma litología que los suelos del valle de Bostiturrieta, los minerales que recoge el río no pueden variar mucho, y por tanto, suponemos que en el transcurso del río existe una criba que elimina los minerales potencialmente alterables por procesos pedogénicos.

Fig. 3 –Lapiaz de Ranero. Recogida de las muestras Kars-5 y Kars-6.

Una cuestión interesante a analizar en un futuro es la presencia sistemática de caolinita en todas muestras analizadas, en algunas de las cuales llega a estar representada en cantidades significativas (>15%). Este mineral está presente en las rocas de la Cuenca Vasco-Cantábrica, situadas en las áreas de influencia para los suelos estudiados [4]. No obstante, en tales rocas aparece en cantidades inferiores a las detectadas en este trabajo, y muy inferiores a las de la illita, cuya representación es acorde con el fondo mineralógico de la cuenca y debe asignarse por tanto a un proceso de herencia. Mientras que la vermiculita y la clorita - hidroxivermiculita son generadas en los suelos mediante de procesos de alteración, el origen de la caolinita es mucho más controvertido. Así, la presencia de caolinita además de poder responder a un origen heredado, difícil de sostener según se ha visto, su presencia también podría relacionarse con procesos de alteración y lavado de otros minerales tales como los feldespatos, micas e incluso cloritas. Como se ha visto en los resultados, las muestras que contienen mayor proporción de minerales de alteración (vermiculita e interestratificados de clorita / hidroxivermiculita) poseen una mayor cantidad de caolinita. Su presencia podría relacionarse por ello con la alteración *in situ* de minerales heredados y un origen autigénico. Dado que aún no se han efectuado estudios texturales en MEB, el origen de la caolinita en los suelos estudiados en este trabajo es por el momento incierto.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido elaborado a través del grupo de investigación consolidado IT1029-16, Procesos Hidro-Ambientales / Hidro - Ingurumeneko Prozesuak (HGI). Los autores agradecen el apoyo técnico y humano de los SGIker de la UPV/EHU y la financiación europea (FEDER y FSE).

Referencias bibliográficas

[1] Meunier, A. 2005. Clays. Springer, Berlin.

[2] Fernández-Ugalde, O., Gartzia-Bengoetxea, N., Arostegi, J., Moragues, L., Arias-González, A. 2017. Storage and stability of biochar-derived carbon and total organic carbon in relation to minerals in an acid forest soil of the Spanish Atlantic area. SCI. TOT. ENV. 587-588: 204-213.

[3] Arriolabengoa, M., Iriarte, E., Aranburu, A., Yusta, I., Arrizabalaga, A., 2015. Provenance study of endokarst fine sediments through mineralogical and geochemical data (Lezetxiki II cave, northern Iberia). QUA. INT. 364: 231-243.

[4] Arostegi, J., Sangüesa, F.J., Nieto, F., Uriarte, J.A. 2006. Thermal models and clay diagenesis in the Tertiary-Cretaceous sediments of the Alava block (Basque-Cantabrian basin, Spain). CLAY MIN. 41: 791-809.

Pode a espectroscopia de infravermelho constituir uma ferramenta para a identificar e diferenciar horizontes dos solos?

Can the infrared spectroscopy be a tool for identification and differentiation of soil horizons?

[1]Páscoa, Ricardo N.M.J.; [2]Lopes, João A.; [3]Monteiro, Fernando; [3*]Madeira, Manuel; [3]Marques, Paulo

[1] LAQV/REQUIMTE/ Departamento de Ciências Químicas, Laboratório de Química Aplicada, Faculdade de Farmácia, Universidade do Porto, Rua de Jorge Viterbo Ferreira, 228, 4050-313 Porto, Portugal
[2] Instituto de Investigação do Medicamento (iMed.ULisboa), Faculdade de Farmácia, Universidade de Lisboa, Av. Prof. Gama Pinto, 1649-003 Lisboa, Portuga
[3] Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1399-017 Lisboa, Portugal (mavmadeira@isa.ulisboa.pt)

Resumo

Estudaram-se os solos desenvolvidos sobre formações arenosas do litoral de Portugal (Mata Nacional de Leiria). As amostras (fracção <2 mm) dos diferentes horizontes de 22 pedónes foram analisadas (física, química e mineralogicamente) pelas metodologias convencionais e por espectroscopia de infravermelho próximo (NIR) com vista à classificação dos mesmos e ao enquadramento taxonómico dos solos. Os espectros foram retirados em modo de reflectância difusa através de um acessório rotativo. Procedeu-se à análise dos espectros através de ferramentas quimiométricas, nomeadamente a análise de componentes principais (PCA) e a análise discriminante pelo método dos mínimos quadrados parciais (PLSDA). Os resultados obtidos permitiram diferenciar os horizontes Ah dos horizontes E (horizonte álbico) e dos horizontes Bhs (horizonte espódico), bem como diferenciar os horizontes Bhs dos horizontes álbico. Além disso, foi possível diferenciar as subdivisões dos horizontes Ah (horizontes Ah1 e Ah2) e dos horizontes Bhs (Bhs1 e Bhs2). Os resultados confirmaram o elevado potencial da espectroscopia de infravermelho próximo para a caracterização e discriminação dos diferentes horizontes do solo. Contudo, as calibrações têm de ser aprofundadas através da inclusão de mais amostras e de diferentes horizontes para uma aplicação generalizada.

Palavras-chave: Podzóis, WRB, Arenossolos, horizonte espódico, classificação de solos, espectroscopia de infravermelho próximo, quimiometria;

Abstract

Soils developed on sandy formations of the coast of Portugal (Leiria National Forest) were studied. The samples (fraction <2 mm) of the different horizons of 22 pedons were analyzed (physically, chemically and mineralogically) by reference procedures and near infrared spectroscopy (NIR) with the objective of classifying them and to the taxonomic framework of the soils. The spectra were acquired in diffuse reflectance mode through a rotary accessory and analyzed using chemometric tools, namely Principal Component Analysis (PCA) and Partial Least Squares Discriminant Analysis (PLSDA). The results obtained allowed to differentiate the Ah horizons from the E horizons (albic horizon) and from the Bhs horizons (spodic horizon), as well as to differentiate the Bhs horizons from the albic horizon. In addition, it was possible to differentiate the subdivisions of the Ah horizons (Ah1 and Ah2 horizons) and the Bhs horizons (Bhs1 and Bhs2). The results confirmed the high potential of near infrared spectroscopy for the characterization and discrimination of the different soil horizons. However, calibrations should include more samples and different horizons for a widespread application.

Keywords: Podzols, WRB, Arenosols, spodic horizon, soil classification, near-infrared spectroscopy, chemometrics

Introdução

Os Podzóis (e solos afins) ocorrem em Portugal sobre formações arenosas ao longo do litoral [1]. A sua caracterização é insuficiente, a sua verdadeira extensão e distribuição geográfica não é conhecida e o seu enquadramento taxonómico é controverso [1]. A imprescindível caracterização dos horizontes de tais solos com vista à avaliação do seu enquadramento nos requisitos do Grupo de Referência Podzóis [1] é moroso e muito dispendioso.

Entretanto, as metodologias espectroscópicas, mormente a de infravermelho próximo, avultam como técnicas alternativas para a análise de elementos e de características dos solos e para a cartografia e a monitorização dos mesmos [2,3,4]. Aliás, esta técnica já foi utilizada em Portugal em alguns estudos, como ferramenta na diferenciação indireta ou direta de solos de áreas vitícolas [2,3,4]. Portanto, é de todo o interesse testar essas metodologias na diferenciação de horizontes de grupos de referência de solos.

Neste contexto, desenvolveu-se um estudo visando aprofundar as características daqueles solos, utilizando tanto as metodologias convencionais (físicas, químicas e mineralógicas) como a espectroscopia de infravermelho próximo. No presente estudo analisa-se o potencial da espectroscopia de infravermelho próximo para a diferenciação dos diferentes horizontes dos Podzóis que ocorrem em Portugal e para o desenvolvimento de uma biblioteca espectral dos solos do País.

Material e métodos

No presente estudo consideraram-se 22 pedónes representativos das unidades solo (Arenossolos a Podzóis) que ocorrem na Mata Nacional de Leiria. Após a descrição morfológica e identificação dos horizontes procedeu-se à respectiva amostragem. As amostras foram secas a 45 ºC e crivadas para obtenção da fracção fina (<2 mm); a partir desta fracção as amostras foram caracterizadas física, química e mineralogicamente pelas metodologias que permitem avaliar a ocorrência de horizontes espódicos sensu WRB [1].

Em subamostras da fracção fina (secas a 45 ºC) procedeu-se à aquisição espectral por espectroscopia de infravermelho próximo. Os espectros das amostras secas e crivadas foram obtidos no modo de reflectância difusa com ajuda de um acessório rotativo num espectrómetro de infravermelho próximo com transformada de Fourier (FTLA 2000, ABB, Québec, Canada). Cada espectro foi adquirido com base numa média de 64 varrimentos com 8 cm^{-1} de resolução na gama dos 10 000 a 4000 cm^{-1}. As amostras foram transferidas para frascos de vidro para a aquisição espectral e foram realizadas três tomas diferentes para cada amostra. Diferentes pré-processamentos foram testados para remoção de interferências espectrais bem como diferentes zonas espectrais para perceber quais as zonas mais relevantes para os modelos construídos.

A análise quimiométrica foi realizada com base nos métodos de PCA e PLSDA utilizando os seguintes programas: Matlab (versão 7.9, Mathworks, MA, USA) e PLS Toolbox (versão 5.5.1, Eigenvector Reseach Inc., WA, USA).

Resultados e discussão

Os espectros de todas as amostras estudadas estão representados na Figura 1.

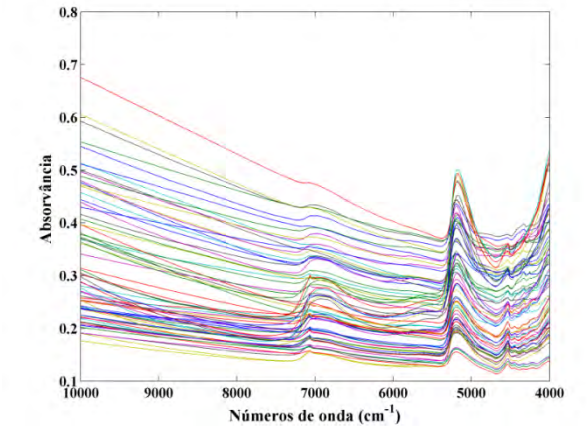


Figura 1. Espectros de infravermelho próximo de todas as amostras.

A análise de componentes principais foi utilizada para a verificação da formação de grupos entre os diferentes horizontes e para a eliminação de espectros atípicos. Não foram encontrados espectros atípicos. No que respeita à formação de grupos, incluindo os espectros de todos os horizontes, não foi possível visualizar a formação clara de grupos. No entanto, quando a mesma análise era realizada incluindo espectros com apenas 2 a 3 horizontes foi possível a diferenciação de alguns horizontes.

A análise discriminante pelo método dos mínimos quadrados parciais foi utilizada para a discriminação dos horizontes. Foram realizados diversos modelos PLSDA considerando todos os horizontes (modelo global) e só alguns horizontes (modelos individuais) com o objectivo de perceber se os espectros de infravermelho próximo possuem informação suficiente para discriminar os diferentes horizontes. Os resultados foram expressos em termos de percentagens de previsões correctas de um determinado tipo de horizonte e em forma de matrizes de confusão com objectivo de identificar quais os horizontes melhor previstos bem como identificar quais os horizontes que são pior previstos.

Considerando todos os horizontes (modelo global), foi possível discriminar, com uma percentagem de 90% de previsões correctas, todos os horizontes. Os resultados foram semelhantes considerando diferentes zonas espectrais e diferentes pré-processamentos. Considerando apenas alguns horizontes (modelos individuais), os resultados obtidos foram superiores a 90% de previsões correctas, o que demonstra a capacidade desta tecnologia para a discriminação de diferentes horizontes em amostras solo.

Em relação às subdivisões do horizonte Ah (Ah1 e Ah2) e do horizonte Bhs (Bhs1 e Bhs2) foram realizados vários PLSDA para verificar se era possível discriminar e identificar estas subdivisões. Considerando apenas os espectros do horizonte Ah, o modelo foi capaz de identificar, com 80% de previsões correctas, as subdivisões Ah1 e Ah2. Obteve-se o mesmo resultado para as subdivisões Bhs1 e Bhs2 quando foram utilizados apenas os espectros do horizonte Bhs. No entanto, quando foram consideradas as subdivisões Ah1, Ah2, Bhs1 e Bhs2 como horizontes diferentes, no modelo global a percentagem de previsões corretas baixou. Este resultado parece indicar que esta técnica tem alguma dificuldade em discriminar subdivisões de horizontes do solo num conjunto de diferentes horizontes.

Conclusões

Este estudo demonstrou o elevado potencial da espectroscopia de infravermelho próximo como um método alternativo, rápido e eficaz para a discriminação de diferentes horizontes em amostras de solos.

O método proposto foi capaz de discriminar com uma percentagem de aproximadamente 90% de previsões correctas considerando todos os horizontes em conjunto bem como apenas alguns horizontes. A discriminação de subdivisões quando considerando apenas um horizonte foi igualmente possível.

Contudo, as calibrações têm de ser aprofundadas através da inclusão de mais amostras e de diferentes horizontes para uma aplicação generalizada.

Agradecimentos

R.N.M.J. Páscoa agradece à FCT (Fundação para a Ciência e Tecnologia) pela bolsa de pós-doutoramento referência SFRH/BPD/81384/2011. Os autores agradecem à FCT (Fundação para a Ciência e Tecnologia) os fundos atribuídos pelo projecto PTDC/AGR-PRO/6817/2014.

Referências bibliográficas

[1] Monteiro, F., Marques, P., Madeira, M. 2015. São os Podzóis dominantes nas formações arfenosas do litoral português? O caso da Mata Nacional de Leiria. Revista de Ciências Agrárias 38(4): 455-472.

[2] Páscoa, R.N.M.J., Lopo, M., Teixeira dos Santos,C.A., Lopes, J.A. 2016. Exploratory study on vineyards soil mapping by visible/near-infrared spectroscopy of grapevine leaves. Computers and Electronics in Agriculture 127:15-25.

[3] Lopo, M., Santos, C.A.T., Páscoa, R.N.M.J., Graça, A.R., Lopes. J.A. 2017. Soil mapping of two vineyards using near infrared spectroscopy. Precision Agriculture (in press)

[4] Lopo, M., Páscoa, R.N.M.J., Graça, A.R., Lopes, J.A. 2016. Classification of vineyard soils using portable and benchtop near-infrared spectrometers. A comparative study. Soil Science Society America Journal 80(3): 652-661.

Formas de hierro en tres secuencias de paleosuelos situados en un entorno cárstico mediterráneo

Iron forms in three sequences of paleosols located in a Mediterranean karstic environment

Forss[1]*, Antonio, Adrover[1], Maria, Poch[2], Rosa M., Boixadera[2], Jaume, Vadell[1] Jaume

[1] Departament de Biologia, Universitat de les Illes Balears; Cra. de Valldemossa, km 7,5, 07122 Palma. antonioforss@uib.es

[2] Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl, Universitat de Lleida; Av. Alcalde Rovira Roure, 191, 25198 Lleida.

Resumen

Se estudian las formas de hierro (a partir de los contenidos de hierro total obtenido a partir de un ataque con agua regia, Fe_t; hierro extraído con ditionito-citrato-bicarbonato, Fe_d; hierro extraído con oxalato amónico, Fe_o) en tres perfiles de paleosuelos desarrollados en la parte meridional de la isla de Mallorca. A partir de las distintas formas de hierro se han calculado los óxidos de hierro cristalinos (Fe_d-Fe_o) y la proporción de éstos respecto del hierro total [(Fe_d-Fe_o)/Fe_t identificado como Fe_i]. El contenido de la fracción arcilla es otro parámetro que se ha cuantificado y estudiado su relación con los anteriores índices. Paralelamente se ha determinado el color de acuerdo al sistema de notación Munsell y el Sistema Espectrofotométrico CIELab. Los horizontes más antiguos son los que presentan un mayor grado de evolución, de acuerdo a las formas de hierro, poniendo de manifiesto condiciones climáticas más intensas que en los periodos más recientes. En algunos casos, procesos redoximórficos posteriores han afectado a la composición de las formas de hierro. En conjunto, los procesos de rubefacción y, en algunos horizontes, redoximórficos quedan reflejados a partir de la composición en óxidos de hierro y el color.

Palabras clave: rubefacción, color, Munsell, CIELab.

Abstract

The iron forms are studied (from the total iron content obtained from an attack with aqua regia, Fe_t, iron extracted with dithionite-citrate-bicarbonate, Fe_d, iron extracted with ammonium oxalate, Fe_o) in three profiles of Paleosols developed in the southern part of the island of Mallorca. From the different forms of iron, the crystalline iron oxides (Fe_d-Fe_o) and the ratio of these with respect to the total iron [(Fe_d-Fe_o)/Fe_t identified as Fe_i] have been calculated. The content of the clay fraction is another parameter that has been quantified and studied its relation with the previous indexes. At the same time, the color has been determined according to the Munsell notation system and the CIELab Spectrophotometric System. The oldest horizons are those that present a higher degree of evolution, according to the iron forms, showing more intense climatic conditions than in the most recent periods. In some cases, later redoximorphic processes have affected the composition of iron forms. As a whole, the redness process and, in some cases, redoximorphic conditions are reflected from the composition in iron oxides and color.

Keywords: redness, colour, Munsell, CIELab.

Introducción

El hierro constituye un elemento mayoritario en los suelos que condiciona propiedades edáficas. Por sus características químicas forma distintos compuestos que determinan el color del suelo. Bajo el clima mediterráneo, dos de las formas más abundantes son la hematita que da coloraciones rojizas mientras que la goethita da matices más amarillentos.

A partir de las cantidades de estas formas de hierro se pueden inferir las condiciones edafoclimáticas en que ha evolucionado el suelo. Así, los suelos más evolucionados serán los que tengan mayores contenidos de hematita.

El color contituye una via para conocer las formas en que se encuentra el hierro y así inferir los procesos edafogénicos. Habitualmente se recurre a la estimación del color por comparación visual con las tablas de color Munsell. Mediante un espectrofotómetro se puede realizar una medida, metodológicamente más estandarizada, objetiva y con una mayor precisión. A partir del color se pueden inferir propiedades edáficas y así inferir las propiedades del suelo, pudiendo conocer los procesos edafogénicos que se resaltan en el suelo [1].

La rubefacción, debida a la formación pedogénica de hematita, es común en los suelos mediterráneos y ofrece información del ambiente en que se ha desarrollado el suelo. Está favorecida por condiciones de alta temperatura, presencia escasa de agua, bajo contenido de materia orgánica, pH neutro y altas concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} [2]. En ausencia de alguna de estas condiciones se forma, preferentemente, goethita.

Tradicionalmente, el color del suelo se ha determinado mediante las cartas Munsell pero en los últimos años ha ganado aceptación el uso del sistema CIELab [1].

Área de estudio

Los suelos están situados en la parte meridional de la isla de Mallorca, cerca de la localidad de Santanyí. El sustrato geológico está dominado por calizas oolíticas y arrecifales del Mioceno Superior que han sufrido colapsos y otros procesos cársticos que han favorecido la acumulación de materiales edáficos. Las acumulaciones de material edafizado supera los 14 m en algunas zonas y se pueden diferenciar hasta 21 capas u horizontes, resultantes de los procesos edáficos generados en periodos sucesivos, a lo largo del Cuaternario, en función de la acción de los factores formadores del suelo. El clima actual de la zona es mediterráneo, con una temperatura media anual de 16 ºC y una precipitación media de 420 mm anuales.

Los perfiles corresponden a secuencias próximas, con una distancia máxima de 2,8 km. El número de horizontes diferenciados en los tres perfiles es 21 (14,15 m de profundidad), 7 (4,50 m) y 15 (7,00 m), respectivamente.

El perfil más profundo se localiza en una depresión cárstica con un nivel de base de 52 m snm mientras que los otros dos perfiles se localizan en una depresión cárstica contigua con un nivel de base de 43 m snm. La distancia máxima entre los tres perfiles es de 2,8 km.

Material y métodos

El contenido de arcillas se ha determinado mediante el método de la pipeta.

El contenido de hierro total (Fe_t) se ha estimado a partir de un ataque de la tierra fina con *aqua regia* en un digestor de microondas y la cuantificación elemental se ha realizado mediante espectrometría de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES). Los óxidos totales de hierro (Fe_d) se han extraido con citrato-ditionito [3] y las formas amorfas (Fe_o) con oxalato amónico [4], realizando la cuantificación de los respectivos extractos también mediante ICP-OES.

Para establecer el nivel de rubefacción mediante el sistema de notación Munsell se ha calculado a partir de la fórmula (matiz·croma)/luminosidad [5]. Para este índice el matiz se transforma, tomando los siguientes valores: 10YR = 0,0, 7,5YR = 2,5, 5YR = 5,0, 2,5YR = 7,5 y 10R = 10,0.

Para la medida CIELab se ha usado un espectrofotómetro (Konica Minolta CM-5).

Resultados y discusión

Los tres perfiles estudiados son el resultado de una superposición de horizontes correspondientes a distintos paleosuelos desarrollados en el Cuaternario. En general, dominan las texturas arcillosas, con porcentajes de la fracción arcilla que van del 28 al 72%, con una mediana de 55%. De los 43 horizontes analizados sólo 5 presentan contenidos en arcilla inferiores al 40%. Dominan los horizontes árgicos (Bt) descarbonatados o recarbonatados. Muchos de estos horizontes presentan concreciones calcáreas como resultado de recarbonataciones secundarias.

El contenido de hierro total (Fe_t) de estos horizontes es elevado en las tres secuencias, oscilando entre 26,4 g/kg en el horizonte con menor contenido, constituido por loess, y 56,5 g/kg en el de mayor contenido, siendo la mediana 46,9 g/kg. El contenido de hierro está directamente relacionado con el contenido en arcillas (Figura 1). Los hierros cristalinos tienden a asociarse con los minerales de arcilla y así, son transportados a los horizontes iluviales árgicos [2].

El contenido de Fe_d presenta los contenidos más bajos en superficie, aumentando en profundidad. Sobre todo en el perfil más profundo, los horizontes más antiguos son los que presentan los valores más elevados. Aunque la tendencia es de incremento del contenido de Fe_d en profundidad, no es regular y se presentan oscilaciones notables que ponen de manifiesto distintos grados de evolución de los distintos paleosuelos, además de la afectación de procesos hidromórficos que conllevan la reducción de hierro y el lavado en algunos horizontes.

Cuando referimos el contenido de Fe_d respecto al Fe_t [$(Fe_d/Fe_t)\cdot100$], una única muestra superficial contiene menos de la mitad del Fe_t en forma de Fe_d (36%), siendo el valor mediano del conjunto de horizontes del 58%.

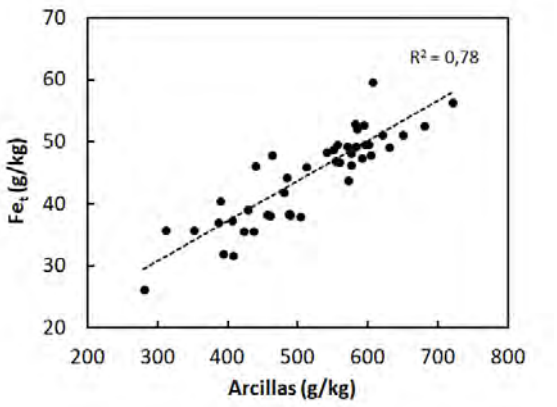


Figura 1: Relación entre los contenidos de arcillas e hierro total (Fe_t) en los horizontes correspondientes a las tres secuencias de paleosuelos.

En cambio, los contenidos de hierro extraídos con oxalato son más variables; presentan un valor mediano de 4,3% de Fe_o respecto a Fe_t, siendo los horizontes de formación más reciente los que presentan los valores más elevados, llegando al 10% del Fe_t. De forma similar queda reflejado al establecer la relación Fe_o/Fe_d, con los valores más elevados en los horizontes superiores, mientras que en profundidad son claramente inferiores a 0,1, valor de referencia que señala Torrent [6] para los suelos mediterráneos.

El índice de hierro [$Fe_i=((Fe_d-Fe_o)/Fe_t)\cdot100$] presenta valores elevados, siendo el valor mediano para los tres perfiles de 52,7%. Es en los horizontes superficiales donde se presentan los valores más bajos (39,9 y 27,2%) en dos de las capas arables, mientras que los horizontes más profundos presentan los valores más elevados, en función del grado de evolución de cada horizonte. En conjunto los valores de Fe_i son elevados, con un valor medio de 53,1% y 52,7% de mediana, siendo similares a los descritos en entornos próximos [7,8]. Los procesos hidromórficos, que favorecieron una movilización y lavado de hierro y el paso a formas menos oxidadas, también quedan reflejados, presentando valores tanto de hierro total (Fe_t) como Fe_i más bajos.

El índice de enrojecimiento calculado a partir de los colores determinados con las

tablas Munsell ($RR_{Munsell}$) oscila entre 2 y 11,25. Cuando este índice se calcula a partir de la lectura espectrofotométrica (RR_{CIELab}), los valores oscilan entre 0,42 y 9,50. La correlación entre ambas medidas es alta, con coeficientes de determinación elevados (Tabla 1). En general es en los horizontes más antiguos donde este índice alcanza los valores más elevados, pero sin presentar un aumento gradual con la profundidad, debido a distintos procesos edafogénicos. Por ejemplo, horizontes profundos con evidencias de procesos redoximórficos presentan valores bajos, claramente diferenciados de otros horizontes que no se vieron afectados por los mismos procesos hidromórficos. Este hecho se constata, también al comparar los índices a*I (color rojo, característico de la hematita) y b*I (color amarillo, propio de la goethita). En los horizontes afectados por procesos redoximórficos, el valor más bajo de RR_{CIELab} va acompañado de valores de a*I también bajos y, en cambio, los valores de b*I son comparativamente más elevados que los horizontes colindantes, poniendo de manifiesto una mayor presencia de goethita, frente a la hematita, forma dominante en los horizontes con un enrojecimiento más elevado.

Tabla 1: Coeficientes de determinación entre el nivel de enrojecimiento determinado a partir de las tablas Munsell ($RR_{Munsell}$), mediante el sistema CIELab (RR_{CIELab}), el valor a*, los índices a*I, b*I y Fe_i, a partir de muestras secas y húmedas.

	Seco	Húmedo
$RR_{Munsell}$ / RR_{CIELab}	0,59	0,56
$RR_{Munsell}$ / a*I	0,61	0,43
$RR_{Munsell}$ / b*I	0,61	0,48
$RR_{Munsell}$ / Fe_i	0,19	0,11
RR_{CIELab} / a*I	0,89	0,81
RR_{CIELab} / b*I	0,82	0,81
RR_{CIELab} / Fe_i	0,23	0,35
a* / Fe_i	0,34	0,38
a*I / Fe_i	0,20	0,27

Cuando comparamos los índices de enrojecimiento entre sí y con las formas de hierro (Tabla 1), se aprecia que la determinación RR_{CIELab} presenta mejores correlaciones que las ofrecidas a través de las tablas Munsell. Existe una concordancia entre los parámetros de color y las formas de hierro que permiten identificar procesos edafogénicos que afectan a las formas del hierro.

Conclusiones

En las secuencias de paleosuelos estudiados, el hierro presenta una alta correlación con las arcillas. Los contenidos de Fe_t son elevados, del mismo modo que los contenidos de Fe_d.

La determinación del color mediante el sistema CIELab permite una mejor aproximación a las formas de hierro de las que ofrecen las tablas Munsell.

A partir de los contenidos de Fe_t, Fe_d, Fe_o y del color, sobre todo mediante el sistema CIELab, se puede realizar una aproximación a los procesos edafogénicos como la rubefacción o los efectos redoximórficos, que podemos identificar en paleosuelos desarrollados bajo condiciones climáticas mediterráneas.

Referencias bibliográficas

[1] Sánchez-Marañón, M., Delgado, G., Melgosa, M., Hita, E., & Delgado, R. 1997. CIELAB color parameters and their relationship to soil characteristics in Mediterranean red soils. *Soil Sci.*, 162(11), 833-842.

[2] Torrent, J. & Barrón, V. 2003. Iron oxides in relation to the colour of Mediterranean soils. Applied study of cultural heritage and clays, 377-386.

[3] Holmgren, G.G. 1967. A Rapid Citrate-Dithionite Extractable Iron Procedure 1. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 31(2), 210-211.

[4] Schwertmann, U. Taylor, R.M. 1977. Iron oxides. En: Dixon, J.B., Webb, S.B. (Eds.), Minerals in Soil Environments. Soil Sci. Soc. Am. Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 148-180.

[5] Hurst, V.J. 1977. Visual estimation of iron in saprolite. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 88(2): 174-176.

[6] Torrent, J. 1994. Iron oxides in Mediterranean soils: Properties and influences on soil behavior. En: XV Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Acapulco, México, 212-215.

[7] Wagner, S., Eckmeier, E, Skowronek, A, & Günster, N. 2015. Pedogenetic processes and pedostratigraphy of the quaternary on the Balearic Islands and in the Granada Basin, Spain. *Quat. Int*. 376: 134-145.

[8] Bech, J, Rustullet, J., Garrigó, J., Tobias, F.J., Martínez, R. 1997. The iron content of some red Mediterranean soils from northeast Spain and its pedogenic significance. *Catena*, 28(3-4): 211-229.

SESIÓN 2

Génesis, clasificación y cartografía de suelos

POSTERS

Seis décadas de estudio del tapiz edáfico en el sistema montañoso de Sierra Nevada (España)

Six decades studying the soils of Sierra Nevada mountain system (Spain)

Delgado, Rafael[1], Molinero-García, Alberto[1]*, Delgado, Gabriel[1], Párraga, Jesús[1], Sánchez-Marañón, Manuel[1], Aranda, Víctor[2], Márquez-Crespo, Rocío[1], Calero, Julio[2], Fernández-González, María Virginia[1], Martín-García, Juan Manuel[1]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Farmacia, Universidad de Granada *amgar@correo.ugr.es

[2] Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Jaén

Resumen

Los suelos del macizo de Sierra Nevada constituyen un elemento de gran importancia en su ecosistema montañoso singular. En el presente trabajo presentamos una síntesis de las seis décadas de acumulación de conocimiento científico sobre los suelos durante las que se ha puesto en valor su singularidad e importancia, y en las que nuestro Grupo de Investigación ha tenido un papel relevante (6 Tesis Doctorales, 6 Proyectos Nacionales de I+D, 3 contratos de I+D con empresas y/o administraciones, 48 artículos en revistas internacionales y nacionales y 5 libros publicados). Los temas acometidos abarcan entre otros la génesis, clasificación, cartografía, evaluación, geoquímica, mineralogía o micromorfología electrónica. Se exponen los logros alcanzados sobre dichos temas.

Palabras clave: Sierra Nevada (España), edafogénesis, Grupo de Investigación, suelos singulares.

Abstract

The soils of Sierra Nevada massif have a great importance in its unique mountain ecosystem. In this work we present a accumulation of scientific knowledge in the last six decades, during which, their uniqueness and importance has been valued, and in which our Research Group has played an important role (6 Doctoral Theses, 6 National R & D Projects, 3 R & D contracts with companies and / or administrations, 48 articles in international and national journals and 5 published books). The soil study topics tackled include, among others, the genesis, classification, cartography, evaluation, geochemistry, mineralogy or electronic micromorphology. The main achievements reached on these topics are exposed.

Keywords: Sierra Nevada (España), soil genesis, Research Group, uniques soils

Introducción

El macizo de Sierra Nevada supone un medio físico singular que le confiere altos valores ecológicos, paisajísticos, e incluso socioeconómicos. Los suelos constituyen un elemento de gran importancia en su ecosistema, donde los procesos edafo-genéticos peculiares están acordes a su singularidad.

Al igual que endemismos nevadenses de flora y fauna, los suelos presentan un elevado valor, siendo de gran importancia su conocimiento y conservación.

El conocimiento científico moderno de ellos se puede estructurar en tres periodos cronológicos: I-Tercer cuarto del siglo XX, II-Último cuarto del siglo XX y III-Siglo XXI y actualidad.

Nuestro Grupo de Investigación Ciencias del Suelo y Geofarmacia RNM127 (Junta de Andalucía-Universidad de Granada) con sede en Facultad de Farmacia y Facultad de Ciencias, -Universidad de Granada- y Facultad de Ciencias Experimentales -Universidad de Jaén-, ha acopiado en los dos últimos periodos cronológicos un considerable conocimiento, mediante la elaboración de 10 Tesis Doctorales y Tesis de Licenciatura, 6 Proyectos nacionales de I+D financiados en convocatorias públicas (uno en la actualidad vigente), 3 contratos de I+D de especial relevancia con empresas y/o administraciones, 48 artículos en revistas internacionales y nacionales y 5 libros publicados. Los temas acometidos abarcan entre otros la génesis, clasificación, cartografía, evaluación, geoquímica, mineralogía o micromorfología electrónica.

Objetivo

El estudio planteado tiene como objetivo dar a conocer el conocimiento elaborado sobre los suelos del macizo de Sierra Nevada, poniendo en valor su singularidad e importancia.

Resultados

I-Tercer cuarto de siglo XX

Los estudios se remontan a 1946 por Gutiérrez Ríos, Medina Ortega, Hoyos de Castro, Franz o Raya (citados en [1]), sobre génesis y geoquímica, definiendo toposecuencias. De 1966, es el Mapa de Suelos de España, 1:1.000.000, de Guerra et al. (citados en [1]) con una clara distinción entre suelos silícicos y carbonatados. En los años sesenta y setenta, los investigadores centran sus esfuerzos en el estudio de tipologías concretas, caso de Alías y Pérez Pujalte (citado en [2]). Las cartografías de suelos de la provincia de Granada (citadas en [2]), escala 1:400.000, de Barahona y Santos o Pérez Pujalte, 1:200.000, recogen también las tipologías de suelos del macizo.

II-Último cuarto del siglo XX

La investigación edafológica de la zona profundiza en el establecimiento de cartografías específicas y clasificaciones edafológicas modernas (e.g. Soil Taxonomy), con la caracterización mineralógica y de los procesos de alteración superficial. Destacan estudios del Grupo RNM127 sobre balances geoquímicos de la alteración superficial [1,3], génesis de las tipologías e influencia del relieve y el clima en la formación del suelo [1,4,5]). El proyecto LUCDEME propició una cartografía 1:100.000 (de las hojas cartográficas 1:50.000): Güejar-Sierra y Lanjarón, elaboradas por Delgado et al. (citado en [6]) o Aldeire, elaborada por Aguilar et al. [7]. En la actualidad, contamos con la cartografía 1:400.000 del Mapa de Suelos de Andalucía levantado en 2005 por la Consejería de Medio Ambiente.

Otros estudios del RNM127 a nivel de Tesis Doctoral, han sido los realizados por Delgado [1], Párraga [8], Sánchez-Marañón [9], Martín-García [2], Aranda [10] o Márquez-Crespo [6]. Emplean la clasificación Soil Taxonomy, establecen la capacidad de uso de los suelos e investigan en los procesos de alteración mineral, destacando los referidos a los procesos de alteración de micas [11,12], que definió por primera vez el término “pedocrystallochemical evolution”, como mecanismo de herencia/transformación,

referido a las micas edáficas (muy frecuentes en estos suelos), clasificándolas y estableciendo incluso su fórmula estructural (Figura 1-a).

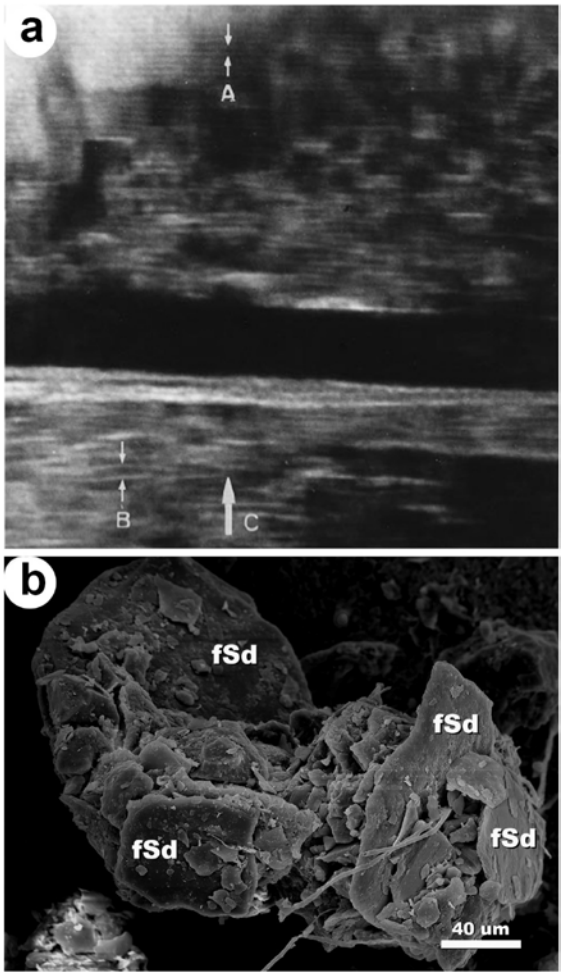


Fig. 1 – **a)** Imagen HRTEM. "Pedocrystallochemical Evolution" de la mica de un Xeralf. Efectos nanométricos. A- espaciado a 2 nm, B- espaciado mayor a 2 nm, y C- láminas curvadas en un dominio irregular (cortesía de la editorial Wiley); **b)** Imagen SEM. Papel de los granos de arena y las hifas de hongos en la génesis de la estructura de un Typic Cryorthent (cortesía de la editorial Wiley).

III-Siglo XXI y actualidad

En las últimas dos décadas (2000-2018) la investigación por el grupo RNM127 ha sido realizada con vistas a su difusión internacional. Emplea técnicas de vanguardia, acopiando un número elevado de publicaciones. Los logros son relevantes. Algunos elegidos como exponentes son: 1) Génesis de la estructura del suelo (Figura 1-b) [13,14]; 2) Revisión del paradigma del escaso desarrollo de los suelos, considerado por los autores del Periodo Cronológico I como un rasgo propio del macizo y que restaba valor a los perfiles. Martín-García et al. [15] demostraron que Cryorthent y Xerorthent tenían evidencias geoquímicas, mineralógicas y micromorfológicas que apuntan hacia un moderado desarrollo (Figura 2-a,b); 3) Consecuencia de 2) el clásico paradigma de la estabilidad del cuarzo en el ámbito de Sierra Nevada y en suelos de clima mediterráneo de escaso desarrollo, debía ser entonces también puesto en duda. Martín-García et al. [16] indagaron en suelos de distinta evolución la alteración del cuarzo, que crece con dicha evolución y puede ser intensa (Figura 2-c). Esta línea ha dado pie a dos Proyectos Nacionales de I+D, uno de ellos vigente en la actualidad; 4) Humificación de la materia orgánica del suelo, aportando valiosa información sobre los mecanismos de secuestro de carbono [17].

Otros autores como Simón et al. [18] han investigado la relación geomorfología-suelos.

Conclusiones

El estudio expuesto demuestra el valor y la singularidad de los suelos de Sierra Nevada. Sin embargo a pesar de los logros científicos alcanzados entre 1946 y 2018, y de su relevancia por haber sido obtenidos en un elevado número de estudios de difusión internacional, no pueden considerarse definitivos, dada la extensión del macizo, la complejidad de su tapiz edáfico y su singularidad a nivel de la edafosfera. Por ello, pensamos que este tema sigue siendo un gran ignorado.

Agradecimientos

Ministerio de Economía Industria y Competitividad de España. Proyecto *"Tipologías de Suelos Mediterráneos versus cuarzo. En la frontera del conocimiento edafogenético"*. Referencia CGL2016-80308-P.

Consejería de Innovación, Ciencia y Empleo, Junta de Andalucía. Grupo RNM127 (Junta de Andalucía-Universidad de Granada).

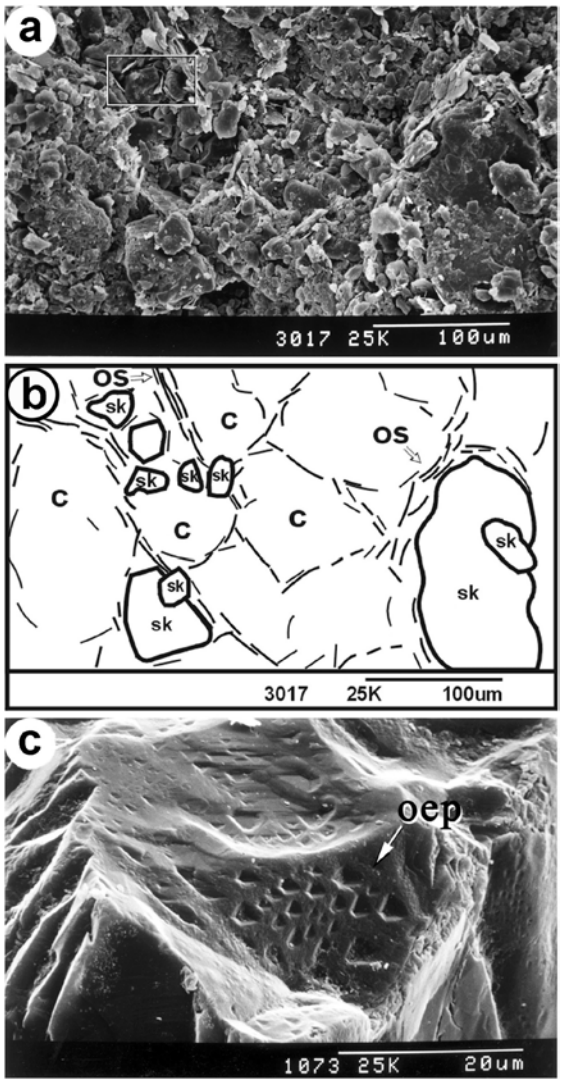


Fig. 2 – **a)** Imagen SEM. Microestructura de una rotura fresca en Orthent; **b)** Diseño microestructural de detalle de a) donde: sk-: skeletal grains, os- oriented silt y c- pseudopolyhedral clusters (cortesía de la editorial Elsevier); **c)** Imagen SEM. Campo de each pits (Oep) de grano de cuarzo tamaño arena en un Orthent, indica alteración intensa (cortesía de la editorial Elsevier).

Referencias bibliográficas

[1] Delgado, R. 1980. Edafología y geoquímica de las alteraciones superficiales en la cuenca alta del río Dílar (Sierra Nevada). Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

[2] Martín-García, J.M. 1994. La génesis de suelos rojos en el macizo de Sierra Nevada. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

[3] Delgado, R. 1977. Balance geoquímico de las alteraciones superficiales en el Barranco Hondo (Sierra Nevada). Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

[4] Delgado, R., Simón, M. 1982. Cartografía de los suelos de Sierra Nevada. Información básica para el plan especial de protección de Sierra Nevada. Junta de Andalucía.

[5] Delgado, R., Ortega, E. 1985. Edafoclimas de la vertiente Sur-Suroeste de Sierra Nevada. AN EDAFOL AGROBIOL 43: 987-1018.

[6] Márquez-Crespo, R. 2012. El cuarzo de la fracción arena fina de Suelos Mediterráneos (Granada, España). Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

[7] Aguilar, J., Simón, M., Fernández, J., Gil de Carrasco, C., Marañés, A. 1986. Mapa de suelos, escala 1:100.000, de la Hoja 1028 de Aldeire. Proyecto LUCDEME. ICONA, Madrid, 1986.

[8] Párraga, J. 1980. Estudio edáfico de la Dehesa del Camarate. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

[9] Sánchez-Marañón, M. 1992. Los suelos del macizo de Sierra Nevada. Evaluación de su capacidad de uso. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada.

[10] Aranda, V. 1998. Caracterización y análisis de la fracción orgánica de los horizontes superficiales en suelos de ecosistemas mediterráneos. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

[11] Martín-García, J.M., Delgado, G., Párraga, J., Sánchez-Marañón, M., Delgado, R. 1997. Nature of dioctahedral micas in Spanish red soils. CLAY MINER 32(1): 107-121.

[12] Martín-García, J.M., Delgado, G., Párraga, J., Bech, J., Delgado, R. 1998. Mineral formation in micaceous Mediterranean red soils of Sierra Nevada, Granada, Spain. EUR. J. SOIL SCI 49(2): 253-268.

[13] Delgado, R., Sánchez-Marañón, M., Martín-García, J.M., Aranda, V., Serrano-Bernardo, F., Rosúa, J.L. 2007. Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region. SOIL USE AND MANAGEMENT 23(3): 269-277.

[14] Sánchez-Marañón, M., Martín-García, J.M., Delgado, R. 2011. Effects of the fabric on the relationship between aggregate stability and color in a Regosol–Umbrisol soilscape. GEODERMA 162(1-2): 86-95.

[15] Martín-García, J. M., Aranda, V., Gámiz, E., Bech, J., Delgado, R. 2004. Are mediterranean mountains entisols weakly developed? The case of orthents from Sierra Nevada (southern Spain). GEODERMA 118(1-2): 115-131.

[16] Martín-García, J.M., Márquez, R., Delgado, G., Sánchez-Marañón, M., Delgado, R. 2015. Relationships between quartz weathering and soil type (Entisol, Inceptisol and Alfisol) in Sierra Nevada (southeast Spain). EUR. J. SOIL SCI 66(1): 179-19.

[17] Aranda, V., Oyonarte, C. 2006. Characteristics of organic matter in soil surface horizons derived from calcareous and metamorphic rocks and different vegetation types from the Mediterranean high-mountains in SE Spain. EUROPEAN JOURNAL OF SOIL BIOLOGY 42(4): 247-258.

[18] Simón M., Sánchez, S., García, I. 2000. Soil-landscape evolution on a Mediterranean high mountain. CATENA 39(3): 211-231.

SESIÓN 3

Protección y Restauración de suelos

ORALES

Efectos de la aplicación de compost vegetal, triasulfurón y prosulfocarb sobre la comunidad microbiana del suelo

Effects of the application of green compost, triasulfuron and prosulfocarb on soil microbial community

García Delgado, Carlos; Barba, Víctor; Marín Benito, Jesús María; Igual, José Mariano; Sánchez Martín, María Jesús; Rodríguez Cruz, María Sonia

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC). Cordel de Merinas 40-52, 37008, Salamanca, España.*Email: msonia.rodriguez@irnasa.csic.es

Resumen

Este trabajo presenta los efectos de dos herbicidas, triasulfuron (T) y prosulfocarb (P), aplicados individual o simultáneamente, sobre suelo no enmendado (S) y enmendado con compost vegetal (S+C) sobre la estuctura microbiana del suelo. El ensayo se desarrolló en parcelas experimentales en condiciones de campo durante 100 días. Las formulaciones comerciales de los herbicidas se aplicaron a dosis agronómicas. Durante el ensayo se tomaron muestras periódicas de suelo y se monitorizó su estructura microbiana mediante análisis del perfil de los ácidos grasos fosfolípidos (PLFA). Los resultados muestran modificación de la estructura microbiana del suelo tanto por efecto de los herbicidas como por aplicación de compost vegetal. Al final del ensayo, la aplicación conjunta de T+P en los suelos no enmendados favoreció a las bacterias Gram positivas en detrimento de las bacterias Gram negativas y *Actinobacterias.* En el caso de los suelos enmendados (S+C), el herbicida prosulfocarb fue el responsable de la modificación de la estructura microbiana del suelo que aumentó la proporción de Gram negativas y A*ctinobacterias* respecto de los dos tratamientos sin prosulfocarb (S+C y S+C+T).

Palabras clave: herbicidas, microbiología del suelo, enmienda orgánica, ensayo de campo.

Abstract

This work shows the effects of the application of two herbicides, triasulfuron (T) and prosulfocarb (P) in unamended (S) and green-compost-amended (S+C) soils on soil microbial structure. The commercial formulations of herbicides were applied individually or as a combined formulation at agronomical doses. The assay was performed at field scale for 100 days. Along the assay, soil samples were taken to monitor the microbial structure of the soil by the phospholipid fatty acids profile analysis (PLFA). The results showed microbial structure shift by herbicides and green compost application. At the end of the assay, the unamended soil showed microbial shift by combined application of T+P, which enhanced the abundance of Gram positive bacteria and reduced the abundance of Gram negative bacteria and *Actinobacteria*. In the case of amended soils (S+C), prosulfocarb was responsible of the microbial shift, enhancing the abundance of Gram negative bacteria and *Actinobacteria* with respect to amended soils without prosulfocarb (S+C and S+C+T).

Keywords: herbicides, soil microbiology, organic amendment, field experiment

Introducción

La aplicación de herbicidas en agricultura es una práctica muy extendida para mejorar el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, estos compuestos presentan en numerosas ocasiones propiedades tóxicas y pueden contaminar el medio ambiente. Además, los pesticidas y sus productos de degradación son capaces de modificar la abundancia, actividad y estructura de las comunidades microbianas del suelo [1], modificando así la calidad del suelo.

Un método eficaz para el control de la movilidad de pesticidas en el suelo es el uso de enmiendas orgánicas para incrementar su contenido en carbono orgánico (CO) y mejorar la calidad de los suelos. Hay numerosos estudios en los cuales se demuestra la capacidad de las enmiendas orgánicas para adsorber diferentes pesticidas y de esa forma limitar su lixiviación a lo largo del perfil del suelo. Esta adsorción es responsable, en numerosas ocasiones, de la disminución de la velocidad de degradación de pesticidas en el suelo debido a una disminución en la disponibilidad de estos compuestos para los microrganismos del suelo [2].

Desde el punto de vista microbiológico, la aplicación de enmiendas orgánicas genera importantes cambios. El incremento de CO y otros nutrientes modifican la actividad y diversidad microbiana nativa. Además, las enmiendas orgánicas introducen nuevos microorganismos en el suelo modificando su biomasa y estructura microbiana.

En la bibliografía, hay pocos trabajos que estudien el efecto de la aplicación conjunta de pesticidas y residuos orgánicos sobre la estructura de las comunidades microbianas del suelo. Además la mayoría de los trabajos existentes son trabajos realizados a escala de laboratorio. Por ello, el objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de la aplicación de dos herbicidas, triasulfuron y prosulfocarb, de forma individual o combinada, en condiciones de campo, sobre un suelo no enmendado y otro enmendado con compost vegetal.

Materiales y métodos

Diseño experimental

El ensayo se realizó en condiciones de campo en un suelo agrícola de la finca experimental Muñovela (Salamanca) perteneciente al IRNASA-CSIC. El suelo presentaba textura franco arcillo arenosa, pH 7,8 y 1,3 % CO. Para el ensayo se establecieron 24 parcelas, 12 de ellas sin enmendar y 12 enmendadas con compost vegetal, producido a partir de restos de podas urbanas de la ciudad de Salamanca (pH 7,3; CO 9,8%, N 1,04%; C/N 9.4) a dosis de 120 t ha^{-1} (11,6 t C ha^{-1}). Se aplicaron formulaciones comerciales a dosis agronómicas de los herbicidas triasulfuron (T) (Logran® 20%; 100 g i.a. ha^{-1}), prosulfocarb (P) (Auros® 80% p/p; 4,5 kg i.a. ha^{-1}) y una combinación de ambos (T+P) (Auros plus®). Estos tratamientos se realizaron por triplicado en parcelas no enmendadas (S) y enmendadas con compost vegetal (S+C). Los parcelas se muestrearon durante 100 días después de la aplicación de los herbicidas.

Muestreo y análisis del perfil de los ácidos grasos de fosfolípidos

Para la determinación de la estructura microbiana del suelo se realizó el estudio del perfil de los ácidos grasos de fosfolípidos (PLFA). Para ello se tomaron muestras superficiales del suelo (0-10 cm) los días -7, 0, 30 y 100 antes y después de la aplicación de los herbicidas. Las muestras se liofilizaron antes de la extracción de PLFA que se realizó según la metodología seguida por Pose-Juan et al. [1], mediante extracción de ácidos grasos con una mezcla de cloroformo, metanol y tampón fosfato a pH 7,4, separación, conversión en sus correspondientes metil ésteres y cuantificación por cromatografía de gases (GC-FID). Los PLFA fueron identificados usando patrones de PLFA bacterianos y el software Microbial Identification System (Microbial ID, USA). Finalmente, se determinó la abundancia relativa de bacterias Gram negativas, bacterias Gram positivas, *Actinobacterias* y hongos mediante PLFA diagnósticos para cada grupo microbiano.

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de varianza univariantes (ANOVA, $p < 0.05$) entre los diferentes tratamientos y tiempos de muestreo, respectivamente, con el programa IBM SPSS Statistics v24. El análisis de componentes principales (PCA) se realizó con el programa PAST v3.15.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestran los resultados de la abundancia relativa de bacterias Gram negativas, bacterias Gram positivas, *Actinobacterias* y hongos. Antes de la aplicación de herbicidas (-7 días) se observó una disminución significativa de la proporción de hongos en las parcelas enmendadas con compost (S+C) respecto de las parcelas no enmendadas. Inmediatamente después de la aplicación de triasulfuron y prosulfocarb (0 días) de manera individual o conjunta (T, P, T+P) no se observaron cambios significativos tanto en el suelo no enmendado como en el suelo enmendado comparado con sus respectivos tratamientos sin herbicidas (S y S+C). Resultados similares se obtuvieron en un ensayo a escala de laboratorio [1].

Después de 30 días, la aplicación conjunta de los herbicidas (S+T+P) en el suelo no enmendado aumentó de forma significativa la relación de hongos con respecto a S, S+T y S+P. Esta mayor abundancia de hongos fue acompañada de una disminución de bacterias Gram positivas. En el caso del suelo enmendado (S+C), la aplicación conjunta de T y P incrementó la abundancia de bacterias Gram positivas, mientras que la aplicación individual de T disminuyó la proporción de hongos. Se observaron diferencias entre los suelos enmendados y no enmendados en la proporción de *Actinobacterias* y bacterias Gram positivas que fueron mayores en los tratamientos S+C+T y S+C+T+P que en los respectivos S+T y S+T+P. En el caso de la población fúngica, su proporción fue mayor en S+T+P que en S+C+T+P.

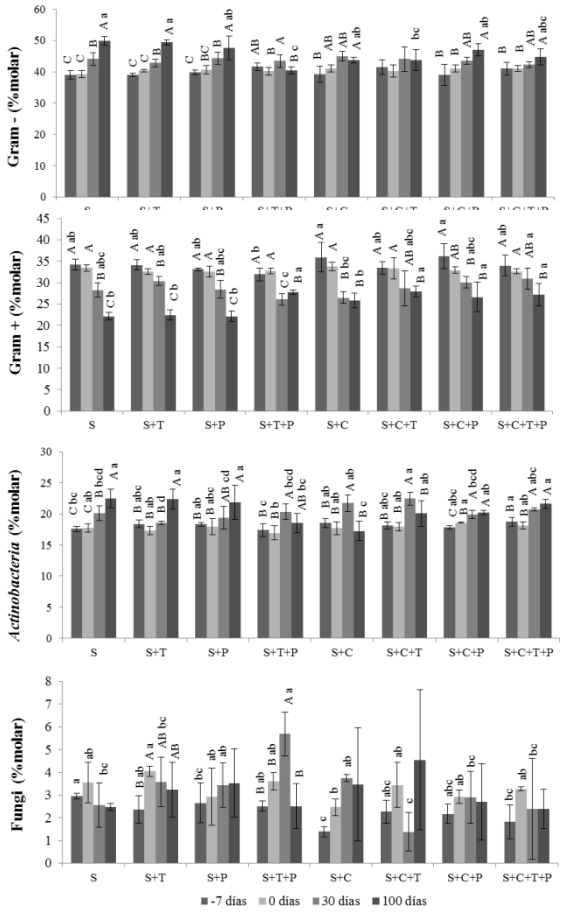


Fig. 1 – Abundancia relativa (% mol) de PLFA diagnóstico de baterías Gram positivas y Gram negativas, *Actinobacterias* y hongos a lo largo del ensayo para cada tratamiento. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos a un mismo tiempo de muestreo y las mayúsculas, diferencias significativas entre los tiempos de muestreo para el mismo tratamiento (n = 3).

Al final del ensayo (100 días), en el suelo no enmendado con aplicación de T+P se observaron disminuciones significativas en bacterias Gram negativas, Gram positivas y *Actinobacterias* pero no en hongos, probablemente por la capacidad de adaptación de estos organismos a xenobióticos. Además, existen antecedentes de que el uso de herbicidas a dosis agronómicas no produce efectos nocivos sobre la población fúngica [3]. En cambio en el suelo enmendado, no se detectó el efecto negativo de T+P. En este sentido, la proporción de *Actinobacterias* aumentó en todos los tratamientos con herbicidas.

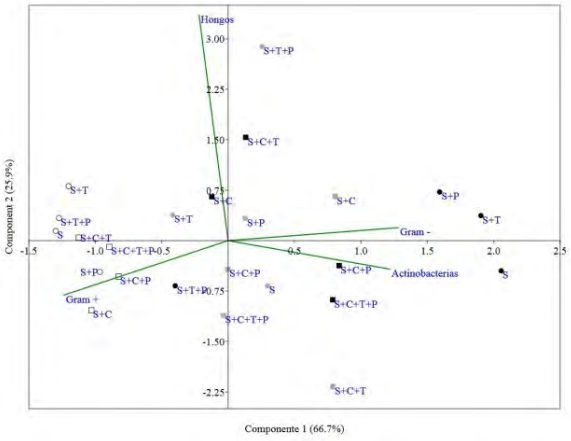


Fig. 2 – Análisis de componentes principales. Los círculos indican suelo no enmendado, los cuadrados suelo enmendado con compost vegetal. Los símbolos blancos corresponden al muestreo a tiempo 0 días, símbolos grises muestreo a 30 días y símbolos negros muestreo a 100 días.

El análisis de componentes principales (Figura 2) muestra las diferencias globales en la estructura microbiana de los suelos enmendados y no enmendados a lo largo del ensayo. Al inicio del ensayo la estructura microbiana es similar con ambos manejos del suelo y la aplicación de herbicidas no genera grandes diferencias. Todos los tratamientos del suelo presentan una elevada relación con las bacterias Gram positivas y menor relación con las bacterias Gram negativas y *Actinobacterias*. A los 30 días de la aplicación de herbicidas se observa una evolución de todos los tratamientos hacia un aumento de la proporción de las bacterias Gram negativas y *Actinobacterias* en detrimento de las bacterias Gram positivas. En la compo-nente 2, relacionada con la proporción de hongos, se aprecia una diferente evolución del tratamiento S+T+P, que aumenta, respecto de S+C+T+P y S+C+T que disminuyen. Al final del ensayo (100 días), los tratamientos S, S+P y S+T aumentan claramente la proporción de bacterias Gram negativas y *Actinobacterias,* mientras que el tratamiento S+T+P va en sentido contrario. La aplicación individual de T o P no modifica en gran medida la estructura microbiana del suelo, pero sí su aplicación conjunta. Los suelos con compost vegetal se sitúan en una zona intermedia aunque los tratamientos con P (S+C+P y S+C+T+P) están mas relacionados con la abundancia de las bacterias Gram negativas y *Actinobacterias* que en S+C y S+C+T. Este análisis muestra diferencias en el impacto de los herbicidas sobre la comunidad microbiana con la aplicación de compost vegetal respecto del suelo no enmendado.

Conclusiones

En el suelo no enmendado, la aplicación conjunta de los herbicidas triasulfuron y prosulfocarb modifica notablemente la estructura microbiana del suelo en favor de las bacterias Gram positivas. La aplicación de compost vegetal modifica la estructura microbiana del suelo, favoreciendo la abundancia de bacterias Gram positivas. El herbicida prosulfocarb en el suelo enmendado con compost aumenta la proporción de las bacterias Gram negativas y *Actinobacterias*, mientras que el herbicida triasulfuron no parece tener influencia en la estructura microbiana del suelo.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Castilla y León (Proy. CSI240U14) y MINECO/FEDER UE (Proy. AGL2015-69485-R). J. M. M. B. y C. G. D. agradecen al MINECO por sus respectivos contratos Juan de la Cierva. V. B. agradece a la Junta de Castilla y León por su contrato predoctoral.

Referencias bibliográficas

[1] Pose-Juan, E., Igual, J.M., Sáncez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. 2017. Influence of herbicide triasulfuron on soil microbial community in an unamended soil and a soil amended with organic residues. FRONT MICROBIOL 8: 378

[2] Álvarez-Martín, A., Hilton, S.L., Bending, G.D., Rodríguez-Cruz, M.S., Sáncez-Martín, M.J. 2016. Changes in activity ans structure of the soil microbial community after application of azoxystrobin or pirimicarb and an organic amended to an agricultural soil. APPL SOIL ECOL 106: 47-57.

[3] Kalia, A., Gosal, S.K. 2011. Effects of pesticide application on soil microorganisms. ARCH AGRON SOIL SCI 57: 569-596.

El papel de los cultivos cubierta de invierno en la recuperación de suelos degradados en sistemas de regadío del centro de España

The role of winter cover crops in restoring degraded soils in irrigated systems of Central Spain

García-González I.[1], Quemada M.[1], Gabriel, J.L.[2], Alonso-Ayuso, M.[1], Hontoria, C.[1]*

[1] Dpto. Producción Agraria. ETSI Agronómica, Alimentaria y de Biosistemas. Universidad Politécnica de Madrid; *c.hontoria@upm.es

[2] Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INAGEA-CEIGRAM).

Resumen

La degradación del suelo en los sistemas de regadío puede ser mitigada mediante la introducción de los cultivos cubierta de invierno (CC), pero falta información sobre la cuantía y el plazo de obtención de esos beneficios en condiciones semiáridas. Nuestro objetivo fue evaluar la respuesta del suelo a largo plazo, resultado de sustituir el barbecho labrado por dos CC, cebada o veza, en el intercultivo del maíz (o girasol) en regadío. Para ello, se determinó la evolución a lo largo de diez años del carbono orgánico, los agregados estables y la densidad aparente del suelo a dos profundidades en un regadío del centro de España. Se tomaron como referencia los valores obtenidos en el mismo suelo bajo laboreo convencional y con pradera para uso ganadero. En comparación con el barbecho, los tratamientos con cebada y veza mejoraron el almacenamiento de carbono y la agregación del suelo en la capa 0-5 cm, con incrementos ya desde el segundo año pero más acusados desde el cuarto. La cebada mostró mejores resultados que la veza al proporcionar mayores incrementos y con mayor antelación. Aunque inferior a la pradera, el uso de CC favorece la recuperación de suelos degradados en sistemas de regadío bajo clima mediterráneo.

Palabras clave: cultivos cubierta, agricultura de conservación, suelos degradados, secuestro de carbono, clima mediterráneo

Abstract

Land degradation in irrigated systems can be mitigated by winter cover crop (CC) introduction, but more information on the amount and timing of obtaining those benefits in semiarid conditions is needed. Our objective was to evaluate the long-term soil response resulting from replacing fallow with CC, barley or vetch, in the intercropping of irrigated maize (or sunflower) as cash crop. To achieve this, the organic carbon, water stable aggregates and bulk density evolution were determined over ten years. Soils under conventional tillage and under prairie for livestock use were taken for comparison. Compared with fallow, barley and vetch treatments improved carbon storage and soil aggregation in the 0-5 cm layer. Results were observed from the second year but were more evident from the fourth. Barley provided a greater increase and earlier in time than vetch. Although values were lower than the observed in the prairie, CC use favors soil degradation recovery in irrigation systems.

Keywords: Winter cover crops, Conservation agricultura, Degraded soils, C sequestration, Mediterranean climate

Introducción

El uso de cultivos cubierta de invierno (CC) constituye una práctica valiosa para la sostenibilidad de los sistemas agrícolas debido al gran número de beneficios que proporciona. Entre ellos, los CC mejoran la calidad del suelo y protegen de la erosión [1]. Por ello, los CC pueden usarse para recuperar suelos degradados mejorando su funcionalidad. Como los sistemas en regadío pueden promover la degradación del suelo, el uso de CC constituye una herramienta para revertir la degradación sin que la producción del cultivo principal se vea afectada [2].

Uno de los principales beneficios de los CC es el aumento de la materia orgánica (MO) en el suelo y el secuestro de C [3]. Este beneficio es de especial relevancia en condiciones semiáridas donde la mineralización de la materia orgánica se ve favorecida y el aporte de biomasa es bajo. Dado que la MO resulta clave en las propiedades físicas del suelo, su aumento es todavía más importante cuando el suelo se ha labrado intensamente y se ha dañado su estructura.

Varios estudios han encontrado que sustituir el barbecho por CC mejora tanto el contenido de MO como la agregación del suelo y otras propiedades físicas. Sin embargo, sigue faltando información que permita cuantificar los beneficios de los CC en sistemas bajo regadío en condiciones semiáridas y, sobre todo, estimar el tiempo necesario para su obtención. Los experimentos de campo de larga duración son de gran interés para ello al mitigar los efectos de la variación meteorológica interanual, tan habitual en clima mediterráneo, y evaluar los efectos de los tratamientos a largo plazo.

El objetivo de este estudio es evaluar la respuesta del suelo a largo plazo al sustituir el barbecho por CC en un sistema de regadío bajo condiciones semiáridas. Para ello, durante diez años se hizo un seguimiento de la materia orgánica, la estabilidad al agua de los agregados y la densidad aparente del suelo en un sistema de regadío del centro de España.

Material y métodos

El estudio se llevó a cabo en el valle del río Tajo cerca de Aranjuez (Madrid, España) desde abril de 2006 hasta noviembre de 2016. El suelo es un Calcisol Háplico y el clima es Mediterráneo semiárido. El ensayo consistió en introducir dos CC de invierno (cebada, veza), o bien barbecho, en el intercultivo del cultivo principal de verano, normalmente maíz en regadío, o en menor medida girasol. Los tres tratamientos fueron distribuidos al azar en parcelas de 12 m x 12 m con 4 repeticiones de campo.

De forma general, los dos CC (*Hordeum vulgare* L; *Vicia villosa* L. o *V. sativa* L.) se sembraron a voleo a mitad de octubre con un pase de cultivador a 5 cm de profundidad y se mataron en marzo con glifosato. El pase de cultivador y el glifosato se aplicaron a todo el ensayo. El cultivo principal (*Zea mays* L. o *Helianthus annuus* L.) se sembró cada abril con sembradora directa sobre los restos de los CC, se regó por aspersión atendiendo a sus necesidades y se cosechó a finales de septiembre. El laboreo fue reducido en sustitución del laboreo convencional empleado previamente. La fertilización mineral fue variable a lo largo del ensayo [4].

Cada dos años se tomaron muestras compuestas de suelo en primavera y en otoño a dos profundidades, 0- 5 cm y 5-20 cm. En las muestras se determinó el carbono orgánico total (COT) según el método Walkley-Black y el % de agregados estables al agua (AEA) por tamizado en húmedo. La densidad aparente de la tierra fina (Da) se determinó mediante el método del cilindro a partir de 3 muestras por parcela y profundidad. Como referencia, se determinaron las mismas propiedades a las mismas profundidades en dos zonas anexas al ensayo, una bajo laboreo convencional y la otra en una pradera para uso ganadero de más de 20 años de antigüedad.

Con objeto de sintetizar al máximo la información, se realizó el estudio estadístico con las medias de las medidas de primavera y otoño. Comprobada la

normalidad y homocedasticidad, se aplicó un análisis de varianza (ANOVA) y el test LSD de Fisher para comparar las medias ($P < 0.05$) entre los tres tratamientos. Los valores en el suelo labrado de forma convencional y en el suelo de pradera se muestran a efectos de comparación.

Resultados y discusión

La sustitución del barbecho por los CC mejora aspectos clave de la calidad del suelo como el COT y AEA, pero estas mejoras sólo afectan a la capa más superficial del suelo (0-5 cm) tras 10 años de tratamiento (Fig. 1). El tratamiento de barbecho también experimenta una mejora con respecto a las condiciones iniciales debido a la sustitución del laboreo convencional por un laboreo reducido.

De los dos CC, el tratamiento de la cebada presenta en general mejores resultados que el de veza y además los beneficios se muestran antes. Así, al cabo de sólo dos años, el tratamiento con cebada aumenta de forma considerable los AEA con respecto al barbecho. Sin embargo, la respuesta del suelo se percibe con mayor claridad a los cuatro años del inicio del ensayo con fuertes subidas tanto en COT como en AEA, siendo las subidas a partir de entonces más moderadas.

La mejora del COT es más lenta que la de AEA y tiende a ser más estable en el tiempo (Fig1a). Tras 10 años, ambos CC (1,6%) incrementan un 18% el COT con respecto al barbecho (1,36%). El hecho de que tras diez años los valores de COT sigan sustancialmente por debajo de los de la pradera (2,2%) sugiere que el proceso de acumulación de MO en el suelo es lento y que este tipo de manejo no llega a favorecer el secuestro de C en la misma medida que otros usos que involucran fertilización orgánica y ausencia de laboreo. En comparación con el barbecho con laboreo tradicional (1,05%), el incremento de COT por los CC es mucho más notable (50%).

Con respecto a los AEA (Fig1b), el tratamiento con cebada proporciona mayores beneficios que el de veza con respecto al barbecho (50% vs. 20% de incremento, respectivamente, al final del ensayo). El mayor desarrollo radicular de la cebada y mayor efecto estimulante en hongos [5] contribuyen a explicar estos resultados. La mejora de los AEA llega a observarse en la capa 5-20 cm con una tendencia al alza a partir del octavo año, sobre todo, en el caso de la cebada cuyos valores alcanzan un valor similar al mostrado en superficie por los otros dos tratamientos. Sin llegar a alcanzar el valor mostrado por la pradera (72%), el tratamiento de cebada se aproxima (68%) quedando de manifiesto su efectividad para mejorar la estructura de estos suelos.

La densidad aparente muestra una respuesta más lenta que el resto de variables (Fig1c). Al cuarto año, la compactación de la capa subsuperficial es patente como resultado del cambio en el sistema de laboreo. En 0-5 cm, la densidad tiende a mantenerse en los valores iniciales y para el décimo año ya se aprecia como los CC proporcionan una mejora significativa con respecto al barbecho. Desde el cuarto año, los datos de octubre (no mostrados) indican que los CC tienden a reducir en superficie los valores de densidad en comparación con el barbecho.

Conclusiones

El uso de cebada y veza en sustitución de barbecho mejora el almacenamiento de carbono y la agregación del suelo, con incrementos notables desde el segundo año pero mucho más acusados desde el cuarto. Además, los CC tienden a mitigar la compactación asociada al tránsito del laboreo convencional a un laboreo reducido en este suelo. Globalmente, la cebada resulta mejor que la veza al proporcionar mayores y más tempranos beneficios. Aunque otros manejos del suelo pueden ser más efectivos en cuanto a calidad del suelo y secuestro de C, el uso de CC permite la recuperación de suelos degradados en sistemas de regadío bajo clima mediterráneo.

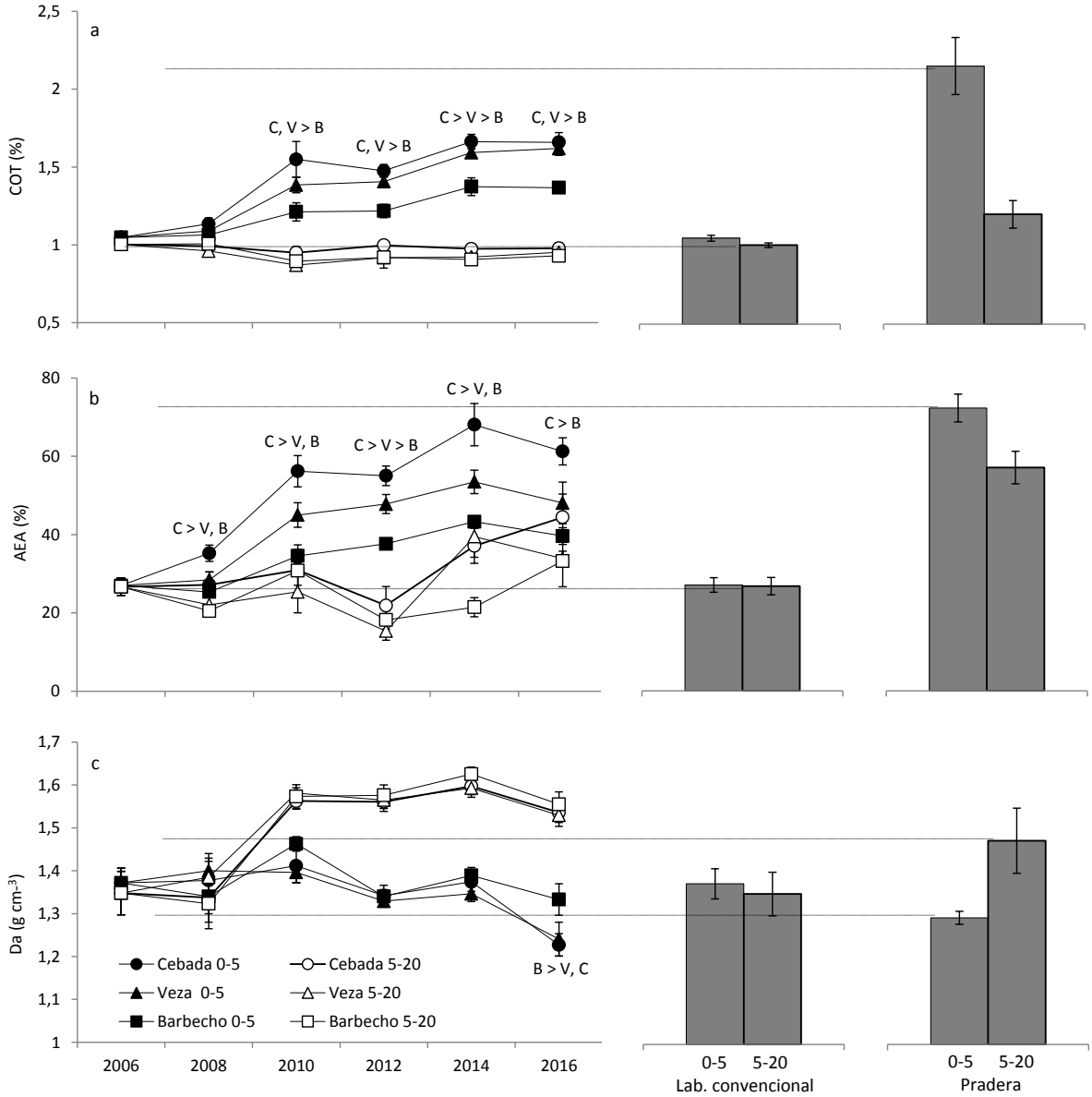


Fig. 1. Evolución de: a) carbono orgánico total (COT), b) agregados estables al agua (AEA) y c) densidad aparente del suelo (Da) para los tres tratamientos: cebada (C), veza (V) y barbecho (B) en dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) (izquierda). Valores medios de COT, AEA y Da para el caso de maíz con laboreo convencional y de una pradera (derecha). Barras de error representan errores estándar.

Agradecimentos

Ministerio de Economía, Industria y Competitividad de España (AGL2011-24732; AGL201452310R), Comunidad de Madrid-AGRISOST (S2013/ABI2717) y Finca La Chimenea (IMIDRA).

Referencias bibliográficas

[1] Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., White, C. 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. Agricultural Systems 125: 12-22.

[2] Gabriel, J.L., Quemada, M., 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate. Eur. J. Agron. 34: 133-143.

[3] Poeplau, C., Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. Agricrulture, Ecosystems and Environment 200: 33-41.

[4] García-González, I. 2017. Biological and other soil parameters response to winter cover crops in a Mediterranean irrigated system. PhD thesis, Universidad Politécnica de Madrid. Spain

[5] Garcia-Gonzalez, I., Quemada, M., Gabriel, J.L., Hontoria, C. 2016. Arbuscular mycorrhizal fungal activity responses to winter cover crops in a sunflower and maize cropping system. Applied Soil Ecology 102: 10-18.

Sucesión vegetal y cambios en el suelo en una ladera minera restaurada

Plant succession and changes in the soil on a restored mine slope

López-Marcos, D.[1,2,3]*, Turrión, M.B.[2,3], Martínez-Ruiz, C.[1,3]

[1] Área de Ecología - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid

[2] Área de Edafología y Química Agrícola - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid.

[3] Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa - INIA.

*dalomar86@hotmail.com

Resumen

La minería del carbón a cielo abierto genera fuertes impactos ambientales que precisan una restauración urgente La elevada heterogeneidad edáfica que se genera durante la restauración de la topografía determina importantes diferencias en la comunidad vegetal. Un mayor conocimiento sobre los procesos ecológicos involucrados es indispensable para garantizar el éxito de la revegetación. En este trabajo se evalúa la influencia de la variabilidad espacial de algunos parámetros edáficos y topográficos en la distribución de la vegetación sobre la ladera de una mina de carbón restaurada en octubre de 2000. Para ello, se establecieron seis transectos a lo largo del gradiente topográfico, y se caracterizaron los suelos y la vegetación. Se observó un gradiente topográfico en la distribución de la vegetación en respuesta al aumento de la capacidad de retención de agua y disminución del ratio carbono fácilmente oxidable/carbono total hacia las partes bajas. La comunidad de pastizal ocupó la parte más alta de la ladera y la comunidad de matorral la más baja. Se modelizó la respuesta individual de los biotipos de la vegetación a lo largo de dicho gradiente. Los resultados sugieren que el diseño de las laderas para revegetación debe considerar las condiciones topográficas locales.

Palabras clave: Relación composición florística-suelo, gradiente topográfico, minería de carbón, revegetación natural, restauración del espacio natural.

Abstract

Open-cast coal mine generates strong environmental impacts that require urgent restoration. The high soil heterogeneity generated during the topographical restoration determines important differences in the plant community. A clear knowledge of the ecological processes is essential to guarantee the success of revegetation. In this study, we assess the influence of the soil and topographic variability on the plant distribution. A slope restored in October 2000 was selected. On this slope, six transects were studied along to the topographic gradient. Soil and vegetation were characterized. A successional-topographic gradient was observed in the vegetation distribution in response to the increase in water retention capacity (lower positions) and the decrease in the easily oxidizable carbon/total carbon ratio (upper positions). The grassland community occupied the highest part of the slope and the scrub community the lowest. The individual response of plant biotypes along this gradient was modeled. The results suggest that the design of the hillsides for revegetation should consider the local topographic conditions.

Keywords: Relationship plant-soil, topographic gradient, coal mining, natural revegetation, restoration of the natural space.

Introducción

La extracción de carbón a cielo abierto en el norte de España genera fuertes impactos ambientales [1] y su restauración es una necesidad urgente. El objetivo final de la restauración ecológica es la creación de ecosistemas auto-suficientes a largo plazo. Es muy importante, durante el proceso de recuperación en estas áreas, el desarrollo de un suelo en pleno funcionamiento. Sin embargo, poco se sabe sobre cómo cambian los parámetros del nuevo suelo formado durante las diferentes fases de la revegetación de las minas de carbón, sobre todo en clima mediterráneo [2]. Los cambios en la composición florística en estos espacios restaurados están condicionados por la variación de los factores edáficos [1][2]. El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de la heterogeneidad edáfica y topográfica sobre la composición florística, en una ladera minera restaurada. Para ello, se evaluó la influencia del tipo de comunidad (pastizal y matorral) y su posición en la ladera (partes alta, media y baja) sobre la vegetación y las propiedades edáficas y su influencia en la dinámica sucesional.

Material y métodos

El área de estudio se localiza en el municipio de Guardo (Palencia). Es una mina de carbón a cielo abierto restaurada en octubre de 2000. En ella se seleccionó una ladera de grandes dimensiones y fuerte pendiente (12-35º) orientada al sur y dominada por pastizal y matorral. El clima es Mediterráneo Sub-húmedo [3] y los suelos más extendidos en torno al área de estudio pertenecen al orden de los Inceptisoles y de los Entisoles [4]. En primavera de 2011, se muestrearon seis transectos paralelos a la línea de pendiente, tres ubicados en el pastizal y tres en el matorral. En cada transecto se establecieron seis puntos de muestreo consecutivos. En cada punto se realizaron dos inventarios de vegetación, estimando la cobertura en proyección vertical de cada una de las especies y un muestreo edáfico. En las muestras de suelo se analizaron la textura (arena, limo, arcilla), el % de elementos gruesos, la capacidad de retención de agua (CRA), el pH, la concentración de carbono total (C) y de carbono fácilmente oxidable (CFO) y su ratio (CFO/C) [5]. También se realizó una caracterización topográfica tomando en cada punto de muestro la altitud y el espesor del suelo hasta la aparición del estéril (Espesor). La información de la cobertura de la vegetación se clasificó según su biotipo en cuatro categorías (Terófitos-Tero, Hemicriptófitos-Hemi, Caméfitos-Came y Fanerófitos-Fane) siguiendo los criterios de Raunkiaer [6][7].

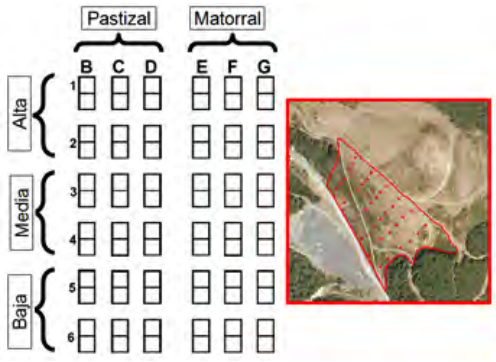


Fig. 1 – Diseño de muestro.

El tratamiento de los datos consistió en un análisis de redundancia (RDA) para ordenar los puntos de muestreo en función de las variables de vegetación (Tero, Hemi, Came y Fane). Sobre el RDA se proyectó un análisis "envfit" para ajustar los vectores de las variables ambientales. El test de Monte Carlo (999 permutaciones) [8] se usó para evaluar la correlación máxima entre las variables ambientales en la ordenación RDA. Sólo se trazaron aquellas con una correlación significativa ($p<0,05$). Por último, se modelizó la respuesta de las variables de vegetación al eje 1 del RDA mediante los modelos HOF. El criterio de información de Akaike (AIC) [9] se utilizó para seleccionar el modelo de respuesta más adecuado. Todos estos análsis se realizaron en el entorno de R (version 3.3.3) [10]: paquetes “vegan” [11] y “eHOF” [12].

Resultados y discusión

El análisis RDA muestra una segregación de parcelas en función de la vegetación.

El eje 1 (RDA1; λ_1=1,7) explica el 42,46% de la varianza, y junto con el eje 2 (RDA2; λ_2=1,1) explican el 69,15% (Fig.2).

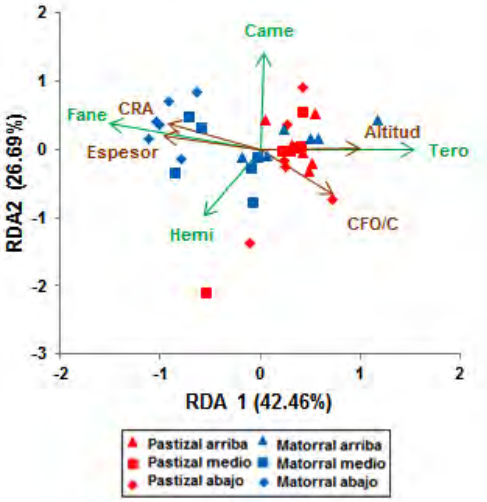


Fig. 2 – Triplot de los puntos de muestro (triángulos, cuadrados y rombos de azul y rojo), variables de vegetación (vectores verdes: Tero: terófitos; Hemi: hemicriptófitos; Came: caméfitos; Fane: fanerófitos) y variables ambientales significativas del análisis envfit (vectores marrones: Altitud; CRA: capacidad de retención de agua; Espesor: espesor del suelo hasta la aparición del estéril; CFO/C: ratio carbono fácilmente oxidable entre carbono total).

Los resultados muestran importantes diferencias en composición florística en las comunidades asentadas sobre el área minera restaurada. Altitud y CRA son las principales responsables de esas diferencias. Se pone de manifiesto la existencia de un gradiente topográfico-sucesional en la distribución de las comunidades vegetales a lo largo de la ladera restaurada ya descrito por otros autores [1] [13]. Observamos una segregación de los puntos de muestreo a lo largo del RDA1, situándose los de las partes baja y media del matorral hacia el extremo negativo, donde dominan los fanerófitos asociados a valores más altos de la capacidad de retención de agua disponible en el suelo (CRA, r^2=0,59) y mayor espesor del suelo hasta el estéril (Espesor, r^2=0,39). La CRA es la variable edáfica más influyente en la distribución de la vegetación en la ladera restaurada, algo muy relevante pues la capacidad para almacenar agua del suelo es uno de los factores limitantes en el crecimiento vegetal [14]. Los valores de espesor del suelo hasta el estéril más altos, que se encuentran en la parte baja del matorral, indican la posible formación de nuevo suelo. En la parte central del eje 1 del RDA (en torno al valor 0) se encuentran representadas las parcelas de la parte superior del matorral y de la parte baja y media del pastizal, donde dominan caméfitos y hemicriptófitos. Esto nos indica que todas estas parcelas tienen una vegetación similar. Por último, hacia el extremo positivo del eje 1 del RDA encontramos las parcelas de la parte superior del pastizal, donde dominan los terófitos asociados a mayor altitud (r^2=0,61) y mayor relación CFO/C (r^2=0,31). Condron & Newman [15] indican que la biomasa vegetal en las primeras etapas de sustitución del bosque contiene gran cantidad de lignina que permanece en la hojarasca que llega al suelo. La mayor presencia de lignina reduce la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo por los microorganismos [16], dando lugar a una materia orgánica edáfica menos lábil [17] como ocurre en nuestro caso ya que CFO/C es significativamente mayor en el pastizal que en el matorral [7], indicando una materia orgánica más recalcitrante en este último. Dada la segregación de variables edafo-topográficas y de vegetación en torno al eje 1 del RDA, relacionada con el gradiente topográfico-sucesional, se modelizó la respuesta de cada biotipo de Raunkier (Tero, Hemi, Came y Fane) a lo largo de este gradiente (Fig.3).

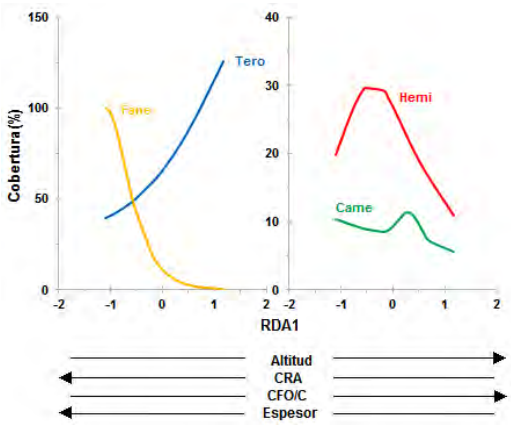


Fig. 3 – Modelos de HOF de las variables de vegetación a lo lardo del RDA1, separadas en dos figuras por diferencias de escala. Abreviaturas igual que en Fig.1.

Los terófitos aumentan su cobertura hacia los valores positivos del RDA1, donde es mayor la altitud y CFO/C. Por el contrario, los fanerófitos aumentan su cobertura hacia los valores negativos del RDA1,

donde es mayor el valor el espesor del suelo y CRA. Los terófitos suelen formar parte de etapas pioneras en la sucesión y los fanerófitos de las primeras etapas sustitutivas de la vegetación climax. Hemicriptófitos y caméfitos presentan máxima cobertura en el centro del gradiente RDA1, revelándose como una etapa intermedia de la sucesión. Se pone de manifiesto, nuevamente, la existencia de un gradiente topográfico sucesional donde las especies pioneras, situadas en las partes elevadas de la ladera se asocian a mayores valores de CFO/C y las especies propias de etapas maduras, situadas en la parte baja de la ladera se asocian a mayores valores de CRA.

Conclusiones

Nuestros resultados indican que la capacidad de retención de agua es una de las variables más relacionada con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras.

Las especies propias de las etapas más avanzadas de la sucesión, representadas en este estudio por fanerófitos, ocupan antes la parte baja de la ladera restaurada, que se corresponden con las comunidades de matorral donde la capacidad de retención de agua es mayor.

Valores más elevados de la fracción más lábil del carbono (CFO/C) están asociados a etapas sucesionales tempranas como pastizales.

La sucesión vegetal avanza a diferente velocidad en las diferentes posiciones de la ladera.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido parcialmente financiada por el proyecto VA042A10-2 de la Junta de Castilla y León concedido a C. Martínez-Ruiz y una beca predoctoral para D. López-Marcos (BES-2015-072852).

Referencias bibliográficas

[1] Moreno-de las Heras M, Nicolau JM, Espigares T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. ECOL. ENG. 34: 168-178.

[2] Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. 2010. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. ECOL. ENG. 36: 579-585.

[3] MAPA. 1991. Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 179. Madrid (España).

[4] Junta De Castilla y León; 1988. Análisis del medio físico de Palencia. Delimitación de unidades y estructura territorial. EPYPSA. Valladolid (España), pp. 23-24.

[5] López-Marcos, D. 2012. Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la estructura de la comunidad vegetal sobre escombreras de carbón del norte de España. TFM. Universidad de Valladolid. 32. Palencia (España)

[6] Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford.

[7] López-Marcos, D. 2013. Variabilidad edafo-topográfica y de estructura de la vegetación de comunidades vegetales asentadas sobre estériles de carbón. Universidad de León. Tesina de Licenciatura.

[8] Legendre P., Legendrel L. 1998. Numerical ecology. Elservier Science, Amsterdam, ND.

[9] Akaike H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. En: Second International Symposium on Information Theory Petrov, B.N., Csaki, F. (eds). Akademiai Kiado, Budapest, Hungary. pp. 267–281.

[10] R-Core Team. 2015. R Studio: Integrated development environment for R. R Foundation for Satistical Computing, Boston.

[11] Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R., Simpson, G., Wagner, H. 2011. vegan: Community Ecology Package.

[12] Huisman J, Olff H, Fresco LFM. 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. J. Veg. Sci. 4: 37–46.

[13] Kardol, P., Bezemer, T.M., Van Der Wal, A., Van Der Putten, W.H. 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. Biol. Conserv.126: 317-327.

[14] Barnhisel, R.I., Powell, J.L., Hines, D.H. 1986. Changes in Chemical and Physical Properties of Two Soils in the Process of Surface Mining. Proceedings American Society for Surface Mining and Reclamation. Billings (USA). pp. 313-322.

[15] Condron, L.M., Newman, R.H. 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. J. Soil Sci. 49: 597–604.

[16] Clark, F.E., Paul, E.A. 1970. The microflora of grassland. Adv. Agron. 22: 375–435.

[17] Chabrerie, O., Laval, K., Puget, P., Desaire, S., Alard, D. 2003. Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. Appl. Soil Ecol. 24: 43-56.

Utilização de resíduos da indústria de pasta de papel para a remediação de solos degradados por atividades mineiras: benefícios e constrangimentos

Use of residues from the pulp and paper industry for the remediation of soils degraded by mining activities: benefits and constraints

Alvarenga, Paula[1]*, Rodrigues, Débora[2], Mourinha, Clarisse[2], Palma, Patrícia[2,3], de Varennes, Amarílis[1], Cruz, Nuno[4], Tarelho, Luís A.C.[5], Rodrigues, Sónia[4]

[1] Linking Landscape, Environment, Agriculture, and Food Research Unit (LEAF), Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017, Lisboa, Portugal; * palvarenga@isa.ulisboa.pt

[2]Department of Applied Sciences and Technologies, Polytechnic Institute of Beja, Beja, Portugal

[3]ICT, Institute of Earth Sciences, University of Évora, Rua Romão Ramalho 59, Évora, Portugal.

[4]CESAM & Departamento de Química, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal.

[5] CESAM & Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal.

Resumo

Foi estudada a utilização de resíduos da indústria de pasta de papel, cinza de biomassa e lamas biológicas, em grânulos, com e sem aplicação de composto de resíduos sólidos urbanos, na remediação de solos degradados por atividades mineiras (Mina de Aljustrel, Faixa Piritosa Ibérica). A melhoria da qualidade do solo foi avaliada através de: (i) propriedades químicas, (ii) capacidade para estabelecer um coberto vegetal com *Agrostis tenuis* Sibth., (iii) elementos potencialmente tóxicos totais e extraíveis com $CaCl_2$, e (iv) atividades enzimáticas de desidrogenase, β-glucosidase, fosfatase ácida, celulase e protease. Os corretivos foram eficazes a corrigir a acidez do solo, e a aumentar os teores em P e K "assimiláveis" (Egner-Rhiem). Porém, o aumento significativo do teor em matéria orgânica e em $N_{Kjeldahl}$, só foi possível através da aplicação simultânea de composto. A melhoria na qualidade do solo foi evidenciada pelo aumento da atividade enzimática da desidrogenase. Ao contrário dos solos não corrigidos, foi possível estabelecer um coberto vegetal com *A. tenuis* nos solos que receberam corretivos. Porém, com o tempo, as plantas foram apresentando alguns sinais de fitotoxicidade, com muita variabilidade entre réplicas, o que comprometeu a sua análise. Esta fitotoxicidade não pode ser atribuída a elementos potencialmente tóxicos, como Cd, Cr, Cu, Pb ou Zn, os quais se apresentam com concentrações extraíveis por $CaCl_2$ muito baixas em todos os vasos. Os estudos prosseguem, de modo a elucidar que constituintes químicos ou condicionalismos do solo justificam esta fitotoxicidade.

Palavras-chave: solos degradados de minas, cinzas de biomassa, lamas biológicas, corretivos do solo, atividades enzimáticas.

Abstract

Biomass ash and biological sludge, both residues from the pulp and paper industry, in different granulated formulations, with and without the application of mixed municipal solid waste compost, were used to improve the quality of soils affected by mining activities (Aljustrel mine, Iberian Pyrite Belt). The effects on soil quality were assessed evaluating: (i) soil chemical properties, (ii) *Agrostis tenuis* Sibth. establishment and growth, (iii) total and $CaCl_2$-extractable potentially toxic elements; and (iv) soil enzymatic activities, namely dehydrogenase, β-glucosidase, acid-phosphatase, cellulase, and protease activities. The amendments were able to correct soil acidity, and to increase extractable P and K Egner-Rhiem extractable concentrations. However, a significant increase in the soil organic matter, and $N_{Kjeldahl}$ content, was only possible by the simultaneous application of compost. The improvement in soil quality, in comparison to unamended soil, was evidenced by the increase in the activity of dehydrogenase. Contrary to unamended (control pots), it was possible to establish a plant cover with *A. tenuis* in pots where correctives were applied. However, with time, plants started to exhibit phytotoxic symptoms, with some variability between replicates, which compromised plant analysis. That phytotoxicity could not be ascribed to potentially toxic elements, like Cd, Cr, Cu. Pb and Zn, which presented very low $CaCl_2$-extractable concentrations in all pots. Further studies are trying to discriminate the chemical species or soil conditions which were responsible for that toxicity.

Keywords: Mine degraded soil, biomass ash, biological sludges, soil amendments, enzymatic activities.

Introdução

A exploração mineira em Portugal é milenar, anterior à ocupação Romana da Península, tendo deixado marcas de Norte a Sul do País. De facto, as explorações mais antigas não foram planeadas de forma a minimizar os impactos ambientais associados ao seu funcionamento. A situação de abandono de muitas destas minas, a erosão das escombreiras, pelo vento e pela água, e os efluentes mineiros de drenagem ácida, provocam o alargamento da área afetada, com elevado impacto nos ecossistemas vizinhos. Isto leva ao aparecimento de solos ácidos, com condições nutricionais pobres, concentrações elevadas em elementos potencialmente tóxicos, comprometendo a função habitat e de retenção deste solo [1].

Uma das estratégias, económica e ambientalmente mais sustentável, para a remediação destes solos é a sua correção com resíduos, orgânicos ou inorgânicos, os quais promovem: (i) o aumento do teor em matéria orgânica, (ii) o aumento do teor em nutrientes essenciais para as plantas (*e.g*. N, P, K), (iii) a correção da acidez, (iv) o aumento da capacidade de retenção de água, e (v) a conversão dos metais em formas menos móveis/biodisponíveis [2].

Por outro lado, dois aspetos fundamentais da estratégia de crescimento e da legislação de resíduos em que assentam as políticas Europeias prendem-se com a necessidade da utilização de fontes de energia renováveis [3], e com a valorização de resíduos [4]. Por este facto, a queima de biomassa para produção de energia tem aumentado, como alternativa às fontes de energia fósseis, aumentando por isso a produção de cinzas de biomassa. Em Portugal, na ausência de legislação específica para o seu uso como fertilizante, o destino final de grande parte da cinza de biomassa produzida é a deposição em aterro [5]. Ora, a cinza de biomassa contém quase todos os nutrientes de que as plantas necessitam, em proporções semelhantes às das suas necessidades, excluindo o nitrogénio, o qual é libertado para a atmosfera durante a combustão [6]. Esta deficiência de nitrogénio pode ser ultrapassada fazendo a aplicação de cinza de biomassa juntamente com um outro tipo de resíduos que seja rico em nitrogénio, como por exemplo lamas residuais. Pesonen et al. [6] defendem que, do ponto de vista técnico e económico, é interessante a co-granulação desses dois materiais, cinza de biomassa e lamas residuais, o que inclusive permitirá obviar problemas associados à geração de poeiras quando se aplica cinza em solos, principalmente cinzas volantes. Um outro aspeto interessante da utilização de cinza como corretivo de solos, é que a cinza possui uma reação básica (pH entre 9 e 13), o que torna interessante o seu uso como agente alcalinizante em solos ácidos [4].

Tendo em consideração o exposto, o objetivo deste estudo consistiu na avaliação do efeito da aplicação de cinza de biomassa (C) e lamas biológicas (L), em grânulos com diferentes proporções de ambos os materiais (90C10L: 90% de cinza + 10% lama, e 70C30L: 70% de cinza + 30% lama, % *m/m*), com e sem aplicação de composto de resíduos sólidos urbanos (RSU), na remediação de solos degradados por atividades mineiras (Mina de Aljustrel, Faixa Piritosa Ibérica). A melhoria da qualidade do solo foi avaliada através de: (i) propriedades químicas associadas à fertilidade dos solos, (ii) capacidade para estabelecer um coberto vegetal com *Agrostis tenuis* Sibth., (iii) elementos traço totais e extraíveis com $CaCl_2$, e (iv) atividades enzimáticas de desidrogenase, como indicador de atividade microbiana, e de algumas exoenzimas associadas a ciclos biogeoquímicos: β-glucosidase e celulase (ciclo do C), fosfatase ácida (ciclo do P), e protease (ciclo do N).

Material e métodos

Foram utilizadas cinzas volantes, recolhidas no silo comum de uma central de cogeração de energia elétrica e térmica (25 MW_{th}) com um combustor BFBC (combustor de leito fluidizado borbulhante), de uma indústria de produção de pasta de papel e papel. A

central funciona por combustão de biomassa florestal, principalmente casca de eucalipto, da limpeza dos troncos para processamento na instalação fabril, misturada com pequenas quantidades (<30%) de biomassa florestal residual, adquirida aos fornecedores locais, que atuam na limpeza das matas [5]. As cinzas foram granuladas num tambor rotativo, com adição de lamas celulósicas, recolhidas após o tratamento biológico das águas residuais da instalação. As proporções utilizadas nos grânulos foram de 90% de cinza + 10% lama (90C10L) e 70% de cinza + 30% lama (70C30L), % *m/m*, calculadas em matéria seca (MS). Obtiveram-se grânulos com uma dimensão variável entre 1 e 1,5 cm (Fig. 1).

Fig. 1 – Grânulos de cinza de biomassa com lamas biológicas (90% para 10%, *m/m*, respetivamente, diâmetro aproximado de 1-1,5 cm).

As doses de aplicação dos grânulos ao solo foram de 2,5; 5 e 10% *m/m*, em vasos com 1 kg de solo recolhido na Mina de Aljustrel; fração <2 mm, franco-arenoso, 610 g kg^{-1} areia, 190 g kg^{-1} limo e 200 g kg^{-1} argila, muito ácido (pH 4,24), elevada condutividade elétrica (CE 2,41 mS cm^{-1}), com baixo teor em matéria orgânica (MO 7,0 g kg^{-1}), e em nutrientes essenciais (0,7 g kg^{-1} $N_{Kjeldahl}$, 5,3 mg P_2O_5 kg^{-1}, e 8,0 mg K_2O kg^{-1}, MS), e com concentrações elevadas em alguns metais (1315 mg Cu kg^{-1}, 1150 mg Pb kg^{-1} e 678 mg Zn kg^{-1}, MS). As doses de aplicação dos grânulos foram selecionadas em testes de incubação prévios, onde se verificou a necessidade de uma fertilização mineral adicional de N e P (o equivalente a 2 kg N 100 m^{-2} e 1,8 kg P_2O_5 100 m^{-2}), e onde se julgou conveniente testar a adição de composto, por forma a garantir o aumento do teor em MO no solo. Utilizou-se o equivalente a 50 t ha^{-1} de um composto produzido por tratamento mecânico e biológico de RSU (31.5 g kg^{-1}, MS), anteriormente caracterizado por Alvarenga et al. [7].

Resultados e discussão

Os corretivos foram eficazes a corrigir a acidez do solo para valores próximos da neutralidade (Fig. 2A). Mesmo nos vasos sem adição de composto de RSU, o aumento de pH do solo foi de duas unidades de pH, para as doses mais elevadas de grânulos aplicadas (10% *m/m*). Os corretivos também foram eficazes no aumento do teor em P "assimilável" (Egner-Rhiem) para valores altos (101-200 mg kg^{-1} P_2O_5, Fig. 2C), ou muito altos no caso do K "assimilável" (> 200 mg kg^{-1} K_2O). Porém, o aumento significativo dos teores em matéria orgânica (Fig. 2B) e em $N_{Kjeldahl}$, só foi possível a través da aplicação simultânea de composto de RSU.

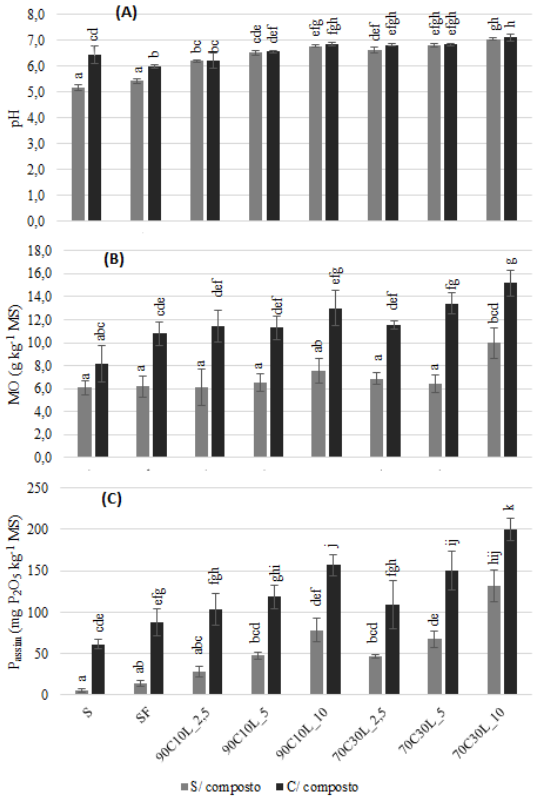


Fig. 2 – Efeito dos diferentes grânulos de cinza de biomassa com lama biológica (90C10L: 90% de cinza + 10% lama, e 70C30L: 70% de cinza + 30% lama, % *m/m*), nas doses 2,5; 5 e 10% (*m/m*), nas propriedades do solo da mina de Aljustrel: (A) pH do solo; (B) teor em MO; e (C) teor em P "assimilável". S: solo e SF: solo com fertilizante mineral de N e P.

A melhoria na qualidade do solo foi evidenciada pelo aumento da atividade enzimática da desidrogenase (Fig. 3), indicador global da atividade microbiana, da β-glucosidase, celulase e fosfatase ácida, que aumentaram a sua atividade relativamente ao solo sem corretivos.

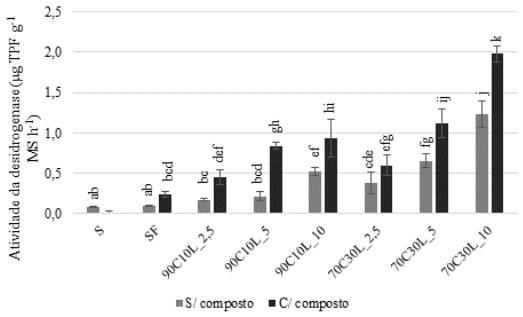


Fig. 3 – Efeito dos diferentes grânulos de cinza de biomassa com lama biológica (90C10L: 90% de cinza + 10% lama, e 70C30L: 70% de cinza + 30% lama, % *m/m*), nas doses 2,5; 5 e 10% (*m/m*), na atividade enzimática da desidrogenase. S: solo e SF: solo com fertilizante mineral de N e P.

Ao contrário dos solos não corrigidos, foi possível estabelecer um coberto vegetal com *A. tenuis* nos solos que receberam corretivos. Porém, com o tempo, as plantas foram apresentando alguns sinais de fitotoxicidade, com muita variabilidade entre réplicas, o que comprometeu a análise das plantas. Esta fitotoxicidade não pode ser atribuída ao teor total em elementos potencialmente tóxicos no solo, como Cd, Cr, Cu. Pb e Zn, os quais mantiveram os seus teores totais inalterados, ou sofrendo até um abaixamento devido ao efeito de diluição por incorporação dos corretivos. Também as frações móveis ou biodisponíveis desses elementos, simuladas por extração com solução de $CaCl_2$ 0,01 M, apresentaram valores muito baixos em todas as misturas de solo + corretivos. Os estudos prosseguem de modo a elucidar que fatores justificam essa fitotoxicidade. Uma possibilidade é o teor em cloretos ter atingido valores tóxicos para a planta, uma vez que o teor desse anião nas cinzas volantes é muito elevado [5].

Conclusões

Evidenciou-se o benefício da utilização de cinzas de biomassa e de lamas biológicas, em grânulo, na remediação de solos ácidos, degradados por atividades mineiras. A capacidade alcalinizante destes materiais, bem como a sua capacidade para fornecer P e K justificam a sua utilização. Porém, é necessário a utilização conjunta de algum material que corrija a deficiência em MO e N destes solos. É necessário prosseguir o estudo, por forma a perceber o porquê de, apesar da planta utilizada se ter instalado com sucesso nas primeiras semanas do ensaio, não ter conseguido crescer saudável até final do ensaio (2 meses).

Agradecimentos

Projeto LifeNoWaste - LIFE14 ENV/PT/000369 – "Management of biomass ash and organic waste in the recovery of degraded soils: a pilot project set in Portugal", e UID/AGR/04129/2013 (LEAF).

Referências bibliográficas

[1] Alvarenga, P., Araújo, F., Silva, A. 2004. Elemental uptake and root-leaves transfer in *Cistus ladanifer* L. growing in a pyrite contaminated mining area (Aljustrel-Portugal). WATER AIR SOIL POLLUT. 152: 81-96.

[2] Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Baião, N., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C. 2008. Assessment of chemical, biochemical and ecotoxicological aspects in a mine soil amended with sludge of either urban or industrial origin. CHEMOSPHERE 72: 1774-1781.

[3] European Comission, Europe 2020 Strategy. acedido em: https://ec.europa.eu/info/business-economy-euro/economic-and-fiscal-policy-coordination/eu-economic-governance-monitoring-prevention-correction/european-semester/framework/europe-2020-strategy_en, a 25/02/2018.

[4] European Comision, 2008. Council Directive 2008/98/EC of 19 November 2008: on waste and repealing certain Directives. OJ L 312, 22.11. p: 3-30.

[5] Cruz, N. C., Rodrigues, S. M., Carvalho, L., Duarte, A. C., Pereira, E., Römkens, P. F. A. M., Tarelho, L. A. C. 2017. Ashes from fluidized bed combustion of residual forest biomass: recycling to soil as a viable management option. ENVIRON. SCI. POLLUT. RES. 24: 14770-14781.

[6] Pesonen, J., Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Illikainen, M. 2016. Co-granulation of bio-ash with sewage sludge and lime for fertiliser use. J. ENVIRON. CHEM. ENG. 4: 4817-4821.

[7] Alvarenga, P., Mourinha, C., Farto, M., Santos, T., Palma, P., Sengo, J., Morais, M.- C., Cunha-Queda, C., 2015. Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. WASTE MANAG. 40: 44–52.

BIONANO 2.0. Diseño y construcción de una nanobiopila a escala piloto para la descontaminación de suelos mediante la aplicación conjunta de nanorremediación y biorremediación

BIONANO 2.0. Design and construction of a pilot scale nanobiopile for the remediation of soils by the joint application of nanoremediation and bioremediation

Mendoza Amaia[1*], Brettes Pilar[2], Epelde Lur[3], Etxebarria Javier[2], Galdames Alazne[4], Garbisu Carlos[3], Orueta Maider[1], Vilas José Luis[4], Sanchez Miguel[1]

[1] Iragaz Watin S.A., Pol. Ugarte 145, E-20720 Azkoitia, Gipuzkoa *amendoza@iragaz.com

[2] Centro tecnológico GAIKER, IK4 Research Alliance, E-48170 Zamudio, Bizkaia

[3] NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Parque Científico y Tecnológico de Bizkaia, P 812, Berreaga 1, E-48160 Derio, Bizkaia

[4] Departamento de Química Física, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco/EHU, E-48940 Leioa, Bizkaia

Resumen

El proyecto BIONANO 2.0 impulsado por IRAGAZ tiene como objeto el desarrollo experimental a escala real de una combinación de dos técnicas innovadoras de remediación de suelos en forma de “nanobiopila”: la biorremediación de suelos contaminados mediante el uso de compost y la aplicación de nanopartículas de hierro cero-valente. Con ello se pretende abordar y evaluar las mejoras y sinergias que se puedan producir mediante la combinación de ambas tecnologías en una técnica mixta, verdadera innovación del proyecto, para finalmente obtener un prototipo optimizado a escala industrial. En esta fase del proyecto se ha construido un prototipo piloto de 7.75 m^3 de nanobiopila para el tratamiento de un suelo contaminado con una elevada concentración de metales potencialmente tóxicos e hidrocarburos TPH y PAH. El ensayo se llevó a cabo en las instalaciones de IRAGAZ en Azkoitia (Gipuzkoa), ubicado en exterior en un cubeto de seguridad. Tras la aplicación secuencial de la nano y biorremediación, se obtuvo una reducción del 67 % en hidrocarburos TPH al cabo de tres meses de tratamiento.

Palabras clave: Biorremediación, hidrocarburos, nanobiopila, nanopartículas.

Abstract

The BIONANO 2.0 project promoted by IRAGAZ aims the experimental real-scale development of a combination of two innovative soil remediation techniques in the form of "nanobiopile": the bioremediation of contaminated soils through the use of compost and the application of zero-valent iron nanoparticles. This is intended to address and evaluate the improvements and synergies that may occur through the combination of both technologies in a mixed technique, true innovation of the project, to finally obtain an optimized prototype on an industrial scale. In this phase of the project a pilot prototype of 7.75 m^3 of nanobiopile has been built for the treatment of a soil contaminated with a high concentration of metals and hydrocarbons TPH and PAH. The study was carried out at the IRAGAZ facilities in Azkoitia (Gipuzkoa), located outside in a safety cube. After the sequential application of nano and bioremediation, a reduction of 67% in TPH hydrocarbons was obtained after three months of treatment.

Keywords: Bioremediation, hydrocarbons, nanobiopile, nanoparticles.

Introducción

En la actualidad la degradación del suelo representa un grave problema en Europa, donde en muchos lugares la actividad industrial ha provocado la contaminación de grandes volúmenes de aguas subterráneas y áreas extensas de suelo. Sus consecuencias son, entre otras, la pérdida de la fertilidad del suelo, de carbono y de biodiversidad; la disminución de la capacidad de retención del agua; la perturbación de los ciclos de los gases y los nutrientes, y la menor degradación de los contaminantes orgánicos.

Actualmente existen en el mercado varias técnicas para la recuperación de los suelos contaminados. Sin embargo, la opción utilizada mayoritariamente en la actualidad es la excavación y disposición en vertedero, al resultar una opción rápida en el tiempo y económica, aunque medioambientalmente insostenible y poco eficiente. En contra de esta estrategia de excavación y vertido, la recientemente publicada Hoja de Ruta hacia una Europa Eficiente en el Uso de Recursos, enmarcada en la Estrategia Europa 2020 de la Comisión Europea, tiene por objetivo a 2020 que los residuos se gestionen como recursos, se reciclen más tipos de materiales y prácticamente se elimine la descarga en vertederos.

Ante esta perspectiva surge la necesidad de desarrollar nuevas alternativas de gestión de suelos, buscando el desarrollo e innovación tecnológica, proporcionando una estrategia de gestión que proyecta por un lado el tratamiento de suelos contaminados, evitando su eliminación como residuo, y por otro la valorización de residuos de origen orgánico (compost), cubriendo así dos líneas prioritarias de actuación.

Con ello, mediante el proyecto BIONANO 2.0, IRAGAZ pretende desarrollar e impulsar nuevas técnicas innovadoras de remediación de suelos contaminados. El proyecto trata de potenciar el resultado global del tratamiento mediante la combinación de la nanorremediación y biorremediación en forma de nanobiopilas, generando una interacción positiva a través de efectos sinérgicos. Dichas técnicas, desarrolladas por IRAGAZ a escala de laboratorio y piloto desde el año 2013, ofrecen los siguientes resultados:

a) Biorremediación mediante compost: Dentro de las tecnologías desarrolladas para la remediación de suelos contaminados, las basadas en mecanismos biológicos han destacado siempre por tratarse de las menos intrusivas, menos costosas y medio ambientalmente correctas. Los resultados obtenidos en el proyecto BIONANO 1.0 reflejan disminuciones de hasta un 33% en hidrocarburos totales [1].

b) Nanorremediación: Las nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI) han demostrado su alta capacidad para reaccionar –degradar, adsorber, o transformar– con una amplia gama de contaminantes en suelos y aguas subterráneas, como disolventes clorados, metales, pesticidas, etc. La principal ventaja frente al hierro macro o micrométrico está relacionada con la alta superficie específica de las nanopartículas, proporcionando una gran reactividad. En los ensayos experimentales realizados en el proyecto BIONANO 1.0, se ha comprobado un aumento de la fijación de metales en el suelo, obteniendo disminuciones de metales como el plomo (70 %), el antimonio (90 %) y el arsénico (64 %) en el lixiviado [1].

c) Técnica mixta nano-biorremediación: La técnica mixta mediante nanopartículas-biorremediación desarrollada por IRAGAZ en mesoescala ha reflejado resultados esperanzadores, constatando que la adición de nanopartículas de hierro cerovalente y compost de forma secuencial contribuye a reducir la concentración de hidrocarburos, aumentando la eficacia de la biorremediación.

Material y métodos

Las pruebas de desarrollo piloto, realizadas a lo largo de 2017, se realizaron en las instalaciones de IRAGAZ en Azkoitia (Gipuzkoa). Los ensayos se realizaron en exterior, ubicados en un cubeto de seguridad diseñado para evitar cualquier tipo de contaminación o derrame fuera de él.

Selección de suelo y muestreo de parcela

Para el ensayo se utilizó un suelo contaminado real de un emplazamiento industrial situado en el municipio de Barakaldo. Se extrajeron alrededor de 10 t de suelo mediante retroexcavadora. A medida que se extraía el suelo, se realizó un cribado mecánico del mismo, para eliminar piedras, escorias y otros elementos gruesos presentes.

El suelo excavado y cribado fue transportado hasta las instalaciones de la empresa en Azkoitia. Asimismo, el compost procedente de la planta de compostaje *Bizkaiko Konpostegia* de Garbiker (Bizkaia) también fue caracterizado y transportado hasta las instalaciones de Iragaz.

Implementación de la nanorremediación

Como primera fase de tratamiento, se aplicó el tratamiento con nanopartículas nZVI sobre todo el suelo contaminado a tratar (8 t).

Durante el proceso de adición y mezcla, realizado mediante camión hormigonera, se añadió slurry de nanopartículas y agua para facilitar la mezcla y homogeneización de las nanopartículas con el suelo, y asegurar las condiciones anaeróbicas que favorecen la actuación de las mismas. Este proceso se realizó en dos adiciones secuenciales.

Implementación de la biorremediación

Inicialmente se preincubó todo el compost necesario para el tratamiento de biorremediación, en una proporción de 0.83 t de compost y 0.21 t de suelo.

Previamente y con posterioridad a la adición del compost, se procedió a la determinación de las propiedades físico-químicas del suelo más relevantes: pH, contenido en materia orgánica y macronutrientes, textura, capacidad de intercambio catiónico, capacidad de retención hídrica, etc.

Transcurrido el tiempo necesario para la preincubación y tratamiento con nanopartículas, se unieron ambas mezclas para formar la nanobiopila. Para poder iniciar la implementación de la nanobiopila fue necesario acondicionar el cubeto, por lo que se procedió a: a) impermeabilizar la base del cubeto con lámina de PEAD, b) colocar una base de grava y geotextil para facilitar el drenaje de la nanobiopila, c) instalar el sistema de aireación activa en la capa de drenaje de la biopila, d) instalar el sistema de monitorización en continuo, e) instalar (tras la implementación de la nanobiopila) el invernadero para proteger la nanobiopila de las precipitaciones e inclemencias, f) instalar el sistema de riego (depósito, minibomba, tubo de aspersión), g) instalar el sistema de recogida y recuperación de lixiviados.

Para la formación de la nanobiopila se realizó una mezcla compuesta en volumen por 40% de compost preincubado y 60% de suelo con un tratamiento previo de nanopartículas. La mezcla se realizó mediante cuchara bivalva, conformando la nanobiopila sobre la base de arena y grava y el sistema de aireación forzada. La nanobiopila fue configurada en forma de hilera, obteniendo un volumen final de nanobiopila de 7.75 m^3 (largo x ancho x alto; 5 m x 3 m x 1,3 m) y 9.43 t de masa total.

Fig. 1 – Disposición de la nanobiopila.

Se instalaron sensores de O_2, CO_2, humedad del suelo y T del suelo para el monitoreo en continuo de suelo y gas en varios lugares.

Operación y monitorización de la nanobiopila

La fase de biorremediación en forma de nanobiopila tuvo una duración de tres meses, durante los cuales la nanobiopila se monitorizó en continuo mediante el sistema de sensores. Dichos sensores actuaron automáticamente sobre la aireación forzada para garantizar la correcta aireación de la biopila, requisito necesario para una adecuada biorremediación.

Durante el proceso se controlaron los parámetros de humedad y temperatura y se realizaron las medidas de corrección necesarias, tanto en relación a las enmiendas como a la cantidad de agua y a la aireación, para garantizar que la temperatura, humedad y contenido en nutrientes se encontrase dentro de los rangos óptimos para la biorremediación.

Adicionalmente, se estableció una planificación de muestreos y análisis, lo que permitió un seguimiento exhaustivo del proceso de descontaminación orgánica. Además de los parámetros de medición en continuo, se analizaron los siguientes parámetros de control con una frecuencia mensual: pH, conductividad eléctrica, concentración de nutrientes C, N, P y K, parámetros microbianos (carga microbiana, respiración microbiana y genes degradadores de hidrocarburos), concentración de los contaminantes (TPH C10-C40, fracción de hidrocarburos alifáticos y aromáticos y PAHs).

Resultados y discusión

La Tabla 1 muestra las principales características físico-químicas del suelo objeto de descontaminación orgánica. Según la clasificación del USDA, se trataba de un suelo franco-arenoso.

Tabla 1 – Caracterización físico-química del suelo (valores promedio, n=3).

pH	7.99
CE (mS/cm)	1.7
K (mg/kg)	346
P (mg/kg)	4.05
N total (mg/kg)	1300
N orgánico (mg/kg)	700
C total (mg/kg)	64400
C orgánico (mg/kg)	4.41
Humedad (%)	13.5
Capacidad de campo (%)	23
Metales (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn) (mg/kg)	4103
Hidrocarburos totales, TPH (mg/kg)	27867
Hidrocarburos policíclicos aromáticos, PAH (mg/kg)	8259

Como resultado final, mediante el tratamiento aplicado durante un período de tres meses, se obtuvo una descontaminación orgánica del suelo en los términos que se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2 – Reducción total de la concentración de contaminantes orgánicos en el suelo (valores promedio, n=3).

Hidrocarburos totales, TPH (%)	-67
Hidrocarburos alifáticos (%)	-76
Hidrocarburos aromáticos (%)	-43
Hidrocarburos policíclicos aromáticos, PAH (%)	-44

Esta experiencia a escala piloto destaca la aplicación conjunta de nanorremediación y biorremediación como una tecnología prometedora para la descontaminación orgánica de suelos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los agentes públicos que han colaborado en el desarrollo del presente proyecto: Gobierno Vasco-Spri y Burtzeña Enpresa Parkea.

Referencias bibliográficas

[1] Galdames, A., Mendoza, A., Orueta, M., de Soto García, I.S., Sánchez, M., Virto, I., Vilas, J.L. 2017. Development of new remediation technologies for contaminated soils based on the application of zero-valent iron nanoparticles and bioremediation with compost, RES.-EF. TECHNOL. 3, 166-176.

SESIÓN 3

Protección y Restauración de suelos

POSTERS

Producción de distintos biochars con potencial aplicación como fertilizantes

Applications of modified biochars for agro-environmental management

Aceña Heras, Sara, Moreno Jiménez, Eduardo*

[1] Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, Spain, sara.acenna@estudiante.uam.es

[2] Departamento de Química Agrícola y Bromatología, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, Spain, eduardo.moreno@uam.es

Resumen

El impacto que genera la agricultura intensiva sobre el medio ambiente plantea estudiar modelos más sostenibles. Uno de los caminos para alcanzar dicho fin es la economía circular y dentro de ésta, la valorización de los residuos que contienen nutrientes beneficiosos para el suelo y la agricultura. En la actualidad, está cobrando fuerza la conversión de la biomasa residual en biochar. El biochar es un producto con alto interés para su aplicación en suelos pero su uso como fertilizante ha sido limitado. El objetivo de este trabajo es evaluar tanto el potencial fertilizante de los biochars como su posible impacto ambiental en el suelo y planta. El biochar utilizado procede de la pirólisis de diferentes mezclas de pepitas de uva y lodo de depuradora. Para una de las mezclas se realizó una incubación al 50% de pepitas pirolizadas y lodo. Los resultados indican que el "*Biochar incubado*" contiene más nutrientes que el resto de los tratamientos al no haberse realizado la pirólisis del lodo. No obstante, es el que más contaminantes aporta y el que más lixivia. Se estima que la relación biochar:lodo podría optimizarse para disminuir la lixiviación al tiempo que se mantiene la fertilidad (menor porcentaje de lodo).

Palabras clave: biochar, residuos biodegradables, economía circular, incubación, metales pesados.

Abstract

The negative impact generated by intensive agriculture necessitates studying other models that are more sustainable from an environmental perspective. One of the crucial approaches is the circular economy and within this, waste management, since this retains many beneficial nutrients for soil and agriculture. Currently, pyrolytic conversion of biodegradable waste into biochar is gaining strength because it seems to be a sustainable management option. Increasing interest in the beneficial applications of biochar has opened up multidisciplinary areas for science and engineering; nevertheless, there are only a few studies documenting its effect as a fertilizer in soils. The biochar used was prepared by the pyrolysis of different mixtures of grape pips and sewage sludge. One of the mixtures was incubated by 50% of pyrolyzed pips and another 50% of sludge. Results of the study indicated that *"Incubated Biochar"* contains the largest amount of nutrients because the sludge was not pyrolised. However, it also has more contaminants and is the one which leaches the most. It is estimated that the biochar:sludge ratio could be optimized in order to decrease leaching while fertility is maintained (less porcentage of sludge).

Keywords: biochar, biodegradable waste, circular economy, incubation, heavy metals.

Introducción

La agricultura intensiva utiliza altos niveles de aportes complementarios tales como el riego, fertilizantes químicos y pesticidas para lograr el máximo rendimiento al menor coste posible. No obstante, el impacto en el medio ambiente que ha generado este modelo de agricultura nos plantea estudiar otros modelos más sostenibles desde el punto de vista medioambiental. Uno de los caminos para alcanzar dicho fin es la economía circular, cuyo objetivo es convertir a Europa en una sociedad eficiente, en la que se reincorporen al proceso productivo los materiales que contienen los residuos para la producción de nuevos productos o materias primas y se conserven los suelos. En la economía circular, los suelos son potenciales receptores de residuos que contienen recursos, lo que debería incidir positivamente en su calidad y preservación.

En este planteamiento la valorización de residuos juega un papel primordial, ya que muchos de ellos contienen nutrientes beneficiosos para la agricultura. Por ejemplo, La Comisión Europea prepara un nuevo reglamento para fomentar la reutilización como fertilizantes agrícolas de los residuos orgánicos ya que, los bio-residuos reciclados, podrían sustituir hasta el 30% de los fertilizantes inorgánicos [1]. En la actualidad, está cobrando fuerza la conversión de la biomasa residual en biochar, ya que parece ser una solución beneficiosa para el tratamiento de los materiales.

El biochar se define como un material carbonizado obtenido a partir de la biomasa con alto contenido en carbono, que se ha pirolizado en un entorno de oxígeno nulo o muy bajo y mediante procesos sostenibles [2]. Es un producto con alto interés para la agricultura ya que mejora la calidad de los suelos al aumentar, por ejemplo, la disponibilidad de los nutrientes o al disminuir la contaminación difusa [3]. Así mismo, tiene un gran potencial para gestionar los residuos, ayuda a mitigar el cambio climático y también es utilizado en la producción de energía [4]. No obstante, como consecuencia de la disparidad en sus características, el uso de biochar como fertilizante en suelos ha sido limitado. Las condiciones del proceso de pirólisis y las características del material a tratar determinan las propiedades físico-químicas del biochar resultante [5].

En este proyecto, se va a trabajar con dos residuos para la síntesis de biochar: pepitas de uva y lodo de depuradora.

Por un lado, los cultivos de uva son una de las principales actividades agrícolas extendidas en todo el mundo. El alto porcentaje de producción de alimentos derivados de la uva genera una cantidad considerable de residuos, hasta un 20% del peso de las uvas procesadas. En concreto, según datos de la Organización Internacional del Vino, 100 kilos de uva generan unos 25 kilos de desechos, de los que el 25% son semillas. Este proyecto se enfoca en el tratamiento y reutilización de estas últimas debido a la estabilidad de su composición.

Por otro lado, el desarrollo industrial ha generado un aumento en la producción de lodos [6]. Debido a ello, su eliminación y utilización es una preocupación prioritaria, ya que el 80% de los lodos que se generan se utilizan con fines agrícolas. El lodo de depuradora es un subproducto del tratamiento de aguas residuales compuesto por componentes orgánicos y macro y micronutrientes [7]. Sin embargo, estos lodos también contienen metales que pueden constituir una fuente de contaminación para el suelo y las aguas subterráneas. Por ello, los lodos deben someterse previamente a tratamientos para conseguir su estabilización. La conversión pirolítica de los lodos de depuradora a biochar es una opción de manejo sostenible.

El suelo en el que se desarrollan los experimentos corresponde a un suelo franco-arenoso de naturaleza pobre (0,756% de materia orgánica) con un valor de pH de 7.23 y salinidad baja. Es utilizado para el cultivo de la viña en la provincia de Burgos.

Como cultivo de estudio se escogió el maíz, ya que análisis previos mostraron

que la aplicación de biochar al suelo puede mejorar sustancialmente la productividad de este cultivo [8].

Material y métodos

Para obtener el biochar, los materiales se introdujeron en diferente proporción en un horno rotatorio tubular de cuarzo a 400ºC durante 1 hora sin O_2. En el Cuadro 1 se reflejan las proporciones.

Cuadro 1 - Proporciones

Etapa	Material (%)	Masa (g)
1	100% pepitas	342
2	75% p - 25% l	256,5 - 102
3	50% p - 50% l	171 - 204
4	100% pepitas	342
5	25% p -75% l	85,5 - 306
6	100% lodo	408

El material sintetizado en la etapa 4 se va a denominar "*Biochar incubado*". Para su síntesis se realizó la pirólisis de una carga completa de pepitas de uva. El 50% de estas se mezclaron con la cantidad de lodo que se hubiera introducido en el reactor para la realización del tratamiento 50% - 50% y se dejaron incubar durante 15 días con humedad.

Se realizó una caracterización total de los biochars sinterizados (C, O, H, DOC, pH, conductividad, elementos totales y disponibles).

En lo que se refiere al suelo, se utilizó una mezcla al 50% suelo - caliza en unos cilindros de metacrilato. A esta mezcla se le añadió, de forma individualizada, un 2% de los fertilizantes sintetizados escogidos para el estudio. Se realizaron 4 réplicas de los 6 tratamientos. Los suelos se cultivaron en invernadero recogiendo sus lixiviados. El lixiviado se forzó con un exceso de agua en dos momentos durante el cultivo.

Las plantas se dejaron crecer durante 6 semanas y se las regó cada dos días para que mantuvieran el 80% de su capacidad hídrica. La temperatura del invernadero no bajó de los 10°C ni superó los 26°C. Posteriormente se realizó su muestreo y su procesado y medida.

El análisis estadístico de los datos de todo el proyecto se realizó por un ANOVA, seguido de un test post-hoc de Tukey ($p<0,05$). Para los datos no normales se utilizó el Games-Howell.

Resultados y discusión

Caracterización

Se ha observado que el *Biochar Incubado*, seguido del *100% lodo, es* el que presenta mayor potencial fertilizante (atendiendo a la mayor disponibilidad del fósforo y los micronutrientes analizados; Cuadro 2). Por otro lado, el tratamiento *100% pepitas* se descarta para su utilización en el ensayo suelo-planta por su bajo potencial de fertilización con respecto a los otros tratamientos.

Cuadro 2 – Elementos disponibles (mg/kg); Media ± error típico

	As	Cu	Fe	P
100% pep	ND	0,2 ± 0,1 b	2,33 ± 0,06 d	17 ± 4 c
Biochar inc.	0,32 ± 0,02 a	7,9 ± 0,3 a	156 ± 8 a	146 ± 4 a

Suelo

En el Cuadro 3 se observa que el suelo tratado con *Biochar incubado* presenta generalmente los mayores incrementos de metales y fósforo con respecto el tratamiento *Control*.

Cuadro 3 – Elementos disponibles (mg/kg); Media ± error típico

	As	Cu	Fe	P
Control	0,12 ± 0,01 b	2,19 ± 0,07 bc	7,0 ± 0,3 e	7,21 ± 0,06 e
75% p - 25% l	0,132 ± 0,007 b	2,5 ± 0,1 b	18 ± 2 d	27 ± 2 d
Biochar inc.	0,171 ± 0,006 a	3,4 ± 0,1 a	70 ± 3 a	77 ± 4 c
100% lodo	0,129 ± 0,008 b	1,96 ± 0,07 c	50 ± 3 b	84 ± 5 a

En relación a los niveles de elementos traza registrados en los suelos, se considera que estos no son muy altos, por lo que los tratamientos se comportarían

más como un aporte de nutrientes (beneficiosos para las plantas) en lugar de como contaminantes (perjudiciales).

Planta

El único tratamiento que tiene un efecto positivo notable sobre el crecimiento de las plantas es el *Biochar incubado*. Esta mayor capacidad de fertilización del cultivo se atribuye a que este material presentaba mayor concentración de elementos disponibles. Las plantas cultivadas con el tratamiento *Biochar incubado* presentan los mayores porcentajes de por absorción de nutrientes aportados por cada tratamiento, lo que concuerda con su máximo crecimiento (Cuadro 4).

Cuadro 4 – Porcentaje de absorción de elementos; Media ± error típico

	As	Cu	Fe	P
75% p - 25% l	0,5 ± 0,1 b	0,111 ± 0,008 b	0,051 ± 0,008 c	0,28 ± 0,04 b
Biochar inc.	2,0 ± 0,6 a	0,21 ± 0,04 ab	0,22 ± 0,05 a	0,60 ± 0,07 a
100% lodo	0,6 ± 0,1 b	0,11 ± 0,09 ab	0,10 ± 0,01 bc	0,42 ± 0,09 ab

Evaluación Impacto ambiental

El *Biochar incubado* fue el tratamiento con la mayor lixiviación de metales y nutrientes (Cuadro 5). Este hecho pone de manifiesto que la pirólisis es más eficiente que la incubación para disminuir el riesgo de lixiviación. Dicho *Biochar incubado* mostró el mayor potencial fertilizante pero al mismo tiempo el mayor impacto ambiental, por lo que sería deseable optimizar la dosis biochar:lodo de la incubación, disminuyendo el lodo.

Cuadro 5 – Porcentaje de lixiviación de elementos; Media ± error típico

	As	Cu	Fe	P
75% p - 25% l	31 ± 8	0,25 ± 0,03 c	0,0010 ± 0,0003b	0,056 ± 0,009 c
Biochar inc.	22 ± 2	3,2 ± 0,3 a	0,023 ± 0,005 a	0,119 ± 0,007 a
100% lodo	15 ± 3	0,3 ± 0,03 bc	0,0022 ± 0,0009b	0,116 ± 0,009ab

Conclusiones

En futuros trabajos se planea reducir la dosis de lodo respecto al material pirolizado en la incubación con el fin de encontrar un compromiso entre el potencial fertilizante y la lixiviación.

Agradecimientos

Gracias tanto al IMIDRA como al Departamento de Ingenieria Química (UAM) por los materiales suministrados.

Así mismo, gracias al proyecto “UAM-Santander” por facilitar la continuación de esta investigación.

Referencias bibliográficas

[1] European Commission. Circular economy: New Regulation to boost the use of organic and waste-based fertilisers [Internet]. 2016 [cited 2017 Jul 23]. Available from: http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-16-826_en.htm

[2] IBI. 2011.Standardized product definition and product testing guidelines for biochar. Int Biochar Initiat.:1–47.

[3] Beesley L, Moreno-Jiménez E, Gomez-Eyles JL. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. Environ Pollut. 158(6):2282–7.

[4] Lehmann J, Joseph S. Biochar for environmental management. Science, Technology and Implementation. Earthscan from Routledge: London, UK; 2015. 928 p.

[5] Red Española de Compostaje. 2014. Valorización de la fracción orgánica de residuos municipales: Materia prima, proceso y producto.

[6] Comunidad de Madrid. 2006. Plan Regional de Lodos de Depuradora.

[7] Hossain MK, Strezov Vladimir V, Chan KY, Ziolkowski A, Nelson PF. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. J Environ Manage [Internet 92(1):223–8. Available from: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008

[8] Tshewang N, Singh B, Bhupinder PS. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (Zea mays L.). Aust J Soil Res. 48:638–47.

Avaliação preliminar da contaminação por metais nos solos de uma Base de Treino Militar Portuguesa

Preliminary evaluation of the soil contamination with metals in a Portuguese military shooting range

Alvarenga, Paula[1*], Gaspar, Patrícia[2], Mourinha, Clarissse[2], Mourato, Miguel[1], Palma, Patrícia[2,3]

[1]Linking Landscape, Environment, Agriculture, and Food Research Unit (LEAF), Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda 1349-017, Lisboa, Portugal; * palvarenga@isa.ulisboa.pt

[2]Department of Applied Sciences and Technologies, Polytechnic Institute of Beja, Beja, Portugal

[3]ICT, Institute of Earth Sciences, University of Évora, Rua Romão Ramalho 59, Évora, Portugal

Resumo

Devido à utilização de balas e explosivos, os solos de campos de tiro, ou de áreas utilizadas para treino militar, podem ficar contaminados com metais, de entre os quais se destaca o Pb. Neste trabalho foi investigada uma Base de Treino Militar Portuguesa, de forma a avaliar preliminarmente a qualidade dos solos e o grau de contaminação em metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn). Os solos são, de uma maneira geral, ácidos, pouco salinos, com teores baixos de elementos essenciais à nutrição vegetal (N, P e K). Os teores de metais encontrados foram, para a maioria dos locais de amostragem, inferiores aos valores de referência propostos para zonas industriais em Portugal, e semelhantes aos valores inferiores dos intervalos de concentração reportados na literatura para solos de áreas similares. As concentrações em metais (bio)disponíveis, obtidos por extração com $CaCl_2$ 0,01 M são muito baixos, inferiores aos limites de quantificação respetivos, o que evidencia o risco reduzido da sua transferência para as águas ou para a cadeia alimentar humana. Porém, o teor de Cu e Pb, em alguns locais, já é significativamente superior ao que pode ser considerada a concentração de fundo geoquímico. Salienta-se a concentração elevada de Pb na zona de impacto da munição no alvo na carreira de tiro, 627,7 mg/kg, o qual já ultrapassa o valor de referência para solos de uso industrial. Como estamos na presença de solos ácidos, com um baixo teor em matéria orgânica, sugere-se a aplicação de corretivos alcalinizantes, que contribuem para a imobilização de metais, ou o recurso a estratégias de fitoestabilização destes solos nas zonas de maior acumulação de metais.

Palavras-chave: campos de treino militar, metais, chumbo, contaminação de solos, biodisponibilidade.

Abstract

Due to the use of bullets and explosives, the soils from shooting ranges, and from areas used for military training, can become contamination with metals, namely with Pb. In this work, the soils from a Portuguese Military Training Base were investigated, to evaluate their quality and the degree of contamination with metals (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn). Soils are generally acid, with low salinity and poor in elements essential to plant nutrition (N, P and K). The metal contents found were, for most sampling sites, lower than the reference values proposed for industrial sites in Portugal, and like the lower values of the concentration ranges reported in the literature for soils of similar areas. The (bio)available metal concentrations, obtained by extraction with 0.01 M $CaCl_2$, were very low, below the respective quantification limits, which shows the reduced risk of their transference to waters or to the human food chain. However, Cu and Pb total concentrations, in some locations, were already significantly higher than what can be considered the geochemical background concentrations. A high Pb concentration was found in the impact zone of the bullets on the target, in the firing range, 627.7 mg/kg, which already exceeds the reference value for soils of industrial use. As we are in the presence of acid soils, with a low content of organic matter, it is suggested the application of liming amendments, which can contribute to the immobilization of metals, or to the phytostabilization of these soils, at least in the zones of greater accumulation of metals.

Keywords: military shooting range, metals, lead, soil contamination, bioavailability.

Introdução

O chumbo é o componente principal das balas, correspondendo a cerca de 93,1% da sua massa, sendo por isso este o elemento cuja acumulação em solos de campos de tiro é mais preocupante [1]. De facto, os campos de tiro são considerados a segunda atividade que mais contribui para a entrada de Pb no ambiente, depois da indústria de baterias [1], podendo contribuir para a contaminação de águas, ou para problemas de saúde pública, devido à entrada de Pb na cadeia alimentar por utilização de antigas zonas de treino para pastoreio de animais [2]. Para além da contaminação com Pb, os solos de campos de tiro podem também sofrer contaminação com outros metais e metalóides: Sb é utilizado como agente endurecedor das balas (4,5% em massa), Ni e Zn são utilizados nas ligas de revestimento de Cu, no fabrico de alguns projéteis, enquanto o As, pode aparecer como impureza do Pb [1]. O desgaste das balas, e de outro tipo de munições ou explosivos, leva à libertação de iões destes metais ou metalóides no solo, em formas móveis e/ou (bio)disponíveis, sendo que a velocidade deste processo e a sua extensão dependerá muito do elemento e das propriedades dos solos em questão [1]. Por exemplo, em solos ácidos, a solubilidade dos compostos iónicos formados com estes metais é superior, encontrando-se por isso a sua (bio)disponibilidade potenciada, sendo esta circunstância agravada se estivermos em presença de solos com teores reduzidos de matéria orgânica, em que o complexo de troca do solo não tem capacidade para reter os catiões metálicos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi efetuar um primeiro diagnóstico à contaminação do solo de uma Base de Treino Militar Portuguesa, analisando as suas propriedades físico-químicas gerais, e o teor em metais, totais e biodisponíveis (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn).

Material e métodos

Foram recolhidas oito amostras, em três áreas diferentes de uma Base de Treino Militar, cuja identificação não é institucionalmente autorizada, da camada 0-20 cm: Carreira de Tiro (A1), Caixa de Tiro nº 1 (A2) e Campo de Tiro Ar-solo (A3), com áreas aproximadas de 0,52, 68 e 144 ha, respetivamente. Na Carreira de Tiro (A1), é praticado tiro de curto alcance, em alvos fixos; foram recolhidas três amostras, a diferentes distâncias do local de disparo: A1a - início da carreira de tiro, a 0 m do local de disparo; A1b - meio da carreira de tiro, a 30 m do local de disparo, e A1c - zona de impacto da munição no alvo, a 60 m do local de disparo. Na Caixa de Tiro nº 1 (A2), é efetuado tiro variado, desde morteiros a bombas; as munições são lançadas e rebentam na linha de impacto. As amostras foram recolhidas em diferentes locais da linha de impacto. Foram recolhidas três amostras: A2a, A2b e A2c. No Campo de Tiro Ar-solo (A3), é praticado tiro a partir de aeronaves. Escolheram-se dois pontos de amostragem, A3a e A3b.

As amostras de solo foram secas ao ar, crivadas a 2 mm, e caracterizadas relativamente às propriedades físico-químicas gerais: pH (H_2O, 1:2,5 *m/V*), condutividade elétrica (CE; H_2O, 1:5 *m/V*), teor em matéria orgânica (MO, Walkley-Black), teor em N (N_{Kj}, método de Kjeldahl), P e K assimiláveis (Egner-Rhiem), bem como relativamente ao seu teor em metais pseudo-totais por digestão com água-regia (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn), e teor em metais móveis/efectivamente biodisponíveis (extração com 0,01 M $CaCl_2$). Os metais foram posteriormente quantificados por ICP-OES.

Resultados e discussão

Os solos analisados podem ser classificados como pouco ácidos (5,6 a 6,5), para a maioria das amostras, com uma das amostras, A1b, a corresponder a um solo ácido (4,6 a 5,5) (Fig. 1A). São solos que apresentam condutividades elétricas baixas (Fig. 1B), e um teor de matéria orgânica considerado muito baixo, para a maioria das amostras, exceto para o solo A1c em que o valor é ligeiramente superior, permitindo a sua classificação

como de um solo com um teor baixo em matéria orgânica. (Fig. 1C).

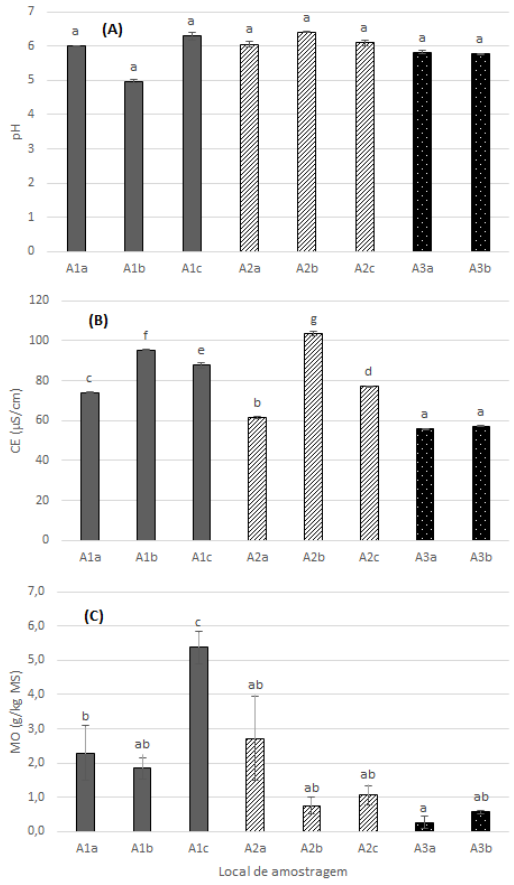


Fig. 1 – Resultados obtidos na caracterização dos solos da Base Militar: pH (A), condutividade elétrica (B), e teor em matéria orgânica (C) (média ± desvio-padrão, n=3). Os valores marcados com a mesma letra não são significativamente diferentes (teste de Tukey HSD, P > 0,05).

Considerando as concentrações de N_{Kj} (Fig. 2A), os valores são muito baixos, típicos de uma região árida, o que seria previsível, considerando os teores muito baixos de MO. Em relação ao teor de P assimilável (Fig. 2B), estes valores são considerados muito baixos na maioria das amostras (< 25 mg/kg P_2O_5), podendo ser considerados baixos (26 a 50 mg/kg P_2O_5) apenas na amostra A2a. Relativamente aos teores de K assimiláveis (Fig. 2C), os seus valores atingem classes de fertilidade superiores às atingidas pelo P: baixa fertilidade na maioria dos casos (26 a 50 mg/kg K_2O), ou média fertilidade (51 – 100 mg/kg K_2O), nos solos da zona de amostragem A3.

Em Portugal, não existe ainda Legislação específica para a avaliação da contaminação de solos. Porém, está preparado um "*projeto legislativo que estabelece o regime jurídico da prevenção da contaminação e remediação dos solos",* o qual esteve em consulta pública em 2015 [3]. Nesse projeto legislativo, são propostos valores de referência (VR) para diferentes contaminantes em solos, entre eles metais, o que nos permite efetuar uma avaliação crítica dos teores de metais obtidos nos solos da Base de Treino Militar (Tabela 1).

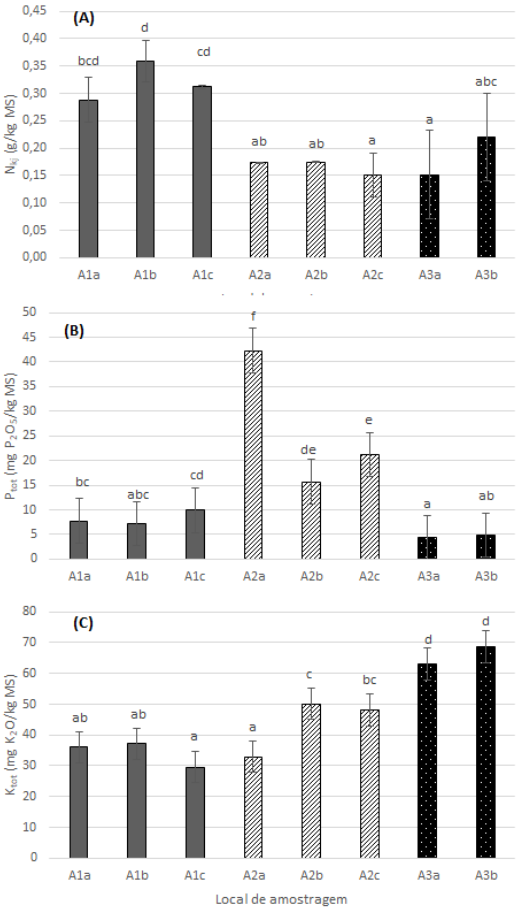


Fig. 2 – Resultados obtidos na caracterização dos solos da Base Militar: teor em N Kjeldahl (A), P assimilável (B), e K assimilável (C) (média ± desvio-padrão, n=3). Os valores marcados com a mesma letra não são significativamente diferentes (teste de Tukey HSD, P > 0,05).

Considerando os valores determinados, é possível constatar que os teores em Cr, Ni e Zn apresentam valores claramente abaixo dos VR propostos, tanto para solos de uso agrícola como para solos de uso industrial. Os teores de Cd são também muito baixos, inferiores a 1,7 mg/kg, que é o limite de quantificação da técnica analítica utilizada. Como os VR propostos na legislação são inferiores a esse valor

(Tabela 1), não podemos dizer, com segurança, se os teores no solo são inferiores aos VR, uma vez que não foi possível quantificá-los.

Considerando os teores de Cu e Pb nos diferentes locais, estes foram os metais relativamente aos quais os valores são mais "preocupantes". No caso do Cu, as concentrações nos locais A1c e A3b, ultrapassam o VR proposto para solos de uso agrícola, embora estando ainda abaixo do VR proposto para solos de uso industrial. No caso do Pb, o local A1c foi, mais uma vez, onde se obteve uma concentração elevada para este elemento, a qual, neste caso, ultrapassa mesmo o recomendado para solos de uso industrial. Os locais A2b e A2c também apresentam teores elevados neste elemento, mas que neste caso só ultrapassam o VR para solos de uso agrícola.

Considerando globalmente os resultados, o local A1c, que se localiza na zona de impacto da carreira de tiro, destaca-se, entre os diferentes locais, como aquele onde os teores de Cu e Pb foram os mais elevados, com a 2ª concentração mais elevada de Zn. Este facto evidencia o risco de acumulação de metais nesse local. Também a área A3, reservada ao campo de tiro ar/solo, onde é praticado tiro com aeronaves, se apresenta com concentrações relativamente elevadas para o Cu, e com a concentração mais elevada para o Zn (mas inferior ao VR). Por comparação com os valores reportados na bibliografia para outros campos de tiro, os valores encontrados são comparáveis ao limite inferior dos intervalos de concentração reportados [1].

Os valores obtidos para a fração (bio)disponível dos metais, em todos os locais de amostragem, resultaram abaixo dos limites de quantificação da respetiva técnica analítica utilizada (ICP-OES): 0,24 mg/kg para o Cd, 0,31 mg/kg para o Cr, 0,44 mg/kg de Cu, 0,42 mg/kg para o Ni, 0,23 mg/kg para o Pb e 0,22 mg/kg para o Zn. Isso permite-nos dizer que os valores são muito baixos, e que o risco de lixiviação ou assimilação por organismos vivos ainda é muito reduzido.

Tabela 1 – Concentrações de metais pseudo totais nos solos (média ± desvio-padrão, n=3). Valores marcados com a mesma letra não são significativamente diferentes (teste de Tukey HSD, P>0,05). **VRA**[a]: valores de referência para solos para uso agrícola; **VRI**[b]: valores de referência para solos para uso industrial [3].

	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)
A_1a	<LQ =1,7	5,9 ± 0,2 c	3,4 ± 0,9 a
A_1b	<LQ =1,7	12,8 ± 0,5 a	2,2 ± 0,5 a
A_1c	<LQ =1,7	3,6 ± 0,1 b	88,2 ± 9,7 c
A_2a	<LQ =1,7	8,5 ± 0,9 d	14,8 ± 0,6 a
A_2b	<LQ =1,7	13,2 ± 0,9 a	36,2 ± 14,3 ab
A_2c	<LQ =1,7	11,7 ± 0,2 a	20,6 ± 7,4 a
A_3a	<LQ =1,7	13,6 ± 0,9 a	12,6 ± 0,8 a
A_3b	<LQ =1,7	19,5 ± 1,3 e	63,7 ± 37,9 bc
VRA[a]	**1**	**67**	**62**
VRI[b]	**1,2**	**70**	**92**

Tabela 1 – Continuação.

	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
A_1a	<LQ =1,7	5,4 ± 0,2 a	7-0 ± 0,2 a
A_1b	<LQ =1,7	11,1 ± 0,4 a	7,3 ± 0,6 a
A_1c	<LQ =1,7	627,7 ± 166,5 b	28,7 ± 1,2 d
A_2a	3,7 ± 0,6 ab	32,4 ± 0,9 a	17,3 ± 1,4 bc
A_2b	4,0 ± 0,3 a	55,3 ± 5,9 a	21,7 ± 1,9 c
A_2c	3,9 ± 0,1 a	57,5 ± 3,7 a	18,1 ± 1,2 bc
A_3a	3,0 ± 0,1 b	4,7 ± 0,3 a	13,4 ± 0,8 ab
A_3b	3,7 ± 0,2 a	8,5 ± 0,4 a	34,8 ± 5,9 d
VRA[a]	**37**	**45**	**290**
VRI[b]	**82**	**120**	**290**

Conclusões

Salienta-se o teor elevado de Pb na zona de impacto da munição no alvo na carreira de tiro, 627,7 mg/kg, o qual já ultrapassa o valor de referência para solos de uso industrial. Como estamos na presença de solos ácidos, com um baixo teor em matéria orgânica, sugere-se a aplicação de corretivos alcalinizantes, que podem contribuir para a imobilização de metais, ou para o recurso a estratégias de fitoestabilização.

Referências bibliográficas

[1] Sanderson, P., Naidu, R., Bolan, N., Bowman, M., McLure, S. 2012. Effect of soil type on distribution and bioacessibility of contaminants in shooting range soils. SCI. TOTAL ENVIRON. 438: 452-462.

[2] Evangelou, M. W. H., Hockmann, K., Pokharel, R., Jakob, A., & Schulin, R. 2012. Accumulation of Sb, Pb, Cu, Zn and Cd by various plants species on two different relocated military shooting range soils. J. ENVIRON. MANAGE. 108: 102-107.

[3] Projeto legislativo sobre contaminação e remediação de solos. Acedido em: http://participa.pt/consulta.jsp?loadP=820, a 7/10/2016.

Adsorción de fluoruro en suelos y subproductos en función de diferentes condiciones del medio

Fluoride adsorption on soils and by-products as a function of environmental conditions

Quintáns-Fondo, Ana[1], Santás-Miguel, Vanesa[2], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[2], Arias-Estévez, Manuel[2], Fernández-Sanjurjo, María J.[1], Núñez-Delgado, Avelino[1], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[1,*]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

[2] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, España

* esperanza.alvarez@usc.es

Resumen

Se estudia el efecto del pH, del tiempo de contacto (incubación) y de la presencia de As(V) sobre la adsorción de fluoruro, utilizando suelos y materiales residuales como adsorbentes. La tendencia dominante fue una adsorción inicialmente alta para el fluoruro, que disminuyó, en general, al ir incrementándose el valor de pH. Sin embargo, la ceniza de roble y la ceniza de concha de mejillón mantuvieron altos niveles de adsorción incluso para pH elevado, y el serrín mantuvo un bajo valor de adsorción para cualquier valor de pH. El tiempo de incubación tuvo escaso efecto sobre la adsorción de fluoruro para la mayoría de los materiales adsorbentes, aunque el serrín, el residuo de pizarra y la concha de mejillón mostraron procesos de adsorción diferenciados en dos etapas, de las que la segunda fue más lenta. La presencia de As(V) tuvo muy poco efecto sobre la adsorción de fluoruro, sin competencia destacable por los sitios de adsorción. Estos resultados podrían ayudar a controlar la contaminación debida al fluoruro por medio de los adsorbentes estudiados, para diferentes tiempos de contacto, a diferentes valores de pH, y/o en casos en que el As(V) y el fluoruro estén presentes de manera simultánea.

Palabras clave: adsorción, fluoruro, suelo, residuo

Abstract

In this work we study the effect of pH, contact time (incubation) and presence of As(V) on fluoride adsorption, using soils and waste materials as adsorbents. The dominant trend was an initially high fluoride adsorption, which declined as a function of increasing pH value. However, oak ash and mussel shell ash wastes maintained high levels of fluoride adsorption even when pH rose, and sawdust maintained a low fluoride adsorption value at any pH. Incubation time had low effect on fluoride adsorption for most adsorbent materials, although sawdust, slate processing waste and mussel shell showed adsorption processes differenced in two aphases, the second one being slower. The presence of As(V) had very little effect on fluoride adsorption, with no relevant competence for adsorption sites. These results could aid to control fluoride pollution by means of the adsorbents studied, for different contact times, at different pH values, and/or in cases where As(V) is present simultaneously with fluoride.

Keywords: adsorption, fluoride, soil, waste

Introducción

Considerando la situación de Galicia como ejemplo de otras áreas geográficas, la contaminación por fluoruro se relaciona principalmente con las actividades de fundición de aluminio y con las prácticas de fertilización con P, común en suelos ácidos pobres en nutrientes [1].

Acerca del efecto del pH sobre la inmovilización del fluoruro, Arnesen y Krogstad [2] detectaron adsorción máxima de dicho anión en suelos a pH 4,8-5,5, disminuyendo a valores de pH> 5.5 debido a la generación de cargas negativas, mientras que Wenzel and Blum [3] encontraron escaso riesgo de contaminación por fluoruro en suelos ligeramente ácidos, riesgo que se incrementaba tanto en condiciones alcalinas como de fuerte acidez del medio.

Con respecto al efecto del tiempo de incubación, estudios previos han mostrado diferentes velocidades para la sorción de fluoruro sobre diversos materiales [4, 5].

En cuanto a la adsorción competitiva, Jadhav et al. [6] resaltan la importancia de la eliminación simultánea de F y As, y señalan que sería claramente interesante desarrollar e implementar una tecnología híbrida y sostenible. Por su parte, Ma et al. [7] indican que en aguas subterráneas es frecuente encontrar altos niveles de fluoruro y As inorgánico simultáneamente, y tanto Wu et al. [8] como Ismail y AbdelKareem [9] señalan que no suelen detectarse alto grado de competencia por los sitios de adsorción entre el fluoruro y otros varios aniones, incluidos los derivados del As.

En las últimas décadas se han investigado diversas estrategias de eliminación de fluoruro, con creciente interés en el uso de subproductos como sorbentes de bajo coste [10].

Teniendo en cuenta lo anterior, el objetivo de este trabajo es evaluar la repercusión de diferentes pH, de distintos tiempos de incubación, y de la competencia con As(V), sobre la adsorción de fluoruro en diferentes muestras de suelo y de residuos. Los resultados podrían ser de ayuda para programar el correcto manejo de diferentes suelos y subproductos, pensando en la retención o eliminación de fluoruro en circunstancias en que varía el pH y el tiempo de contacto, y en medios en que fluoruro y As(V) están presentes simultáneamente.

Material y métodos

Se usaron muestras de suelo forestal y de viñedo, así como residuos de material pirítico, granítico, distintas conchas de mejillón, ceniza de calcinación de concha, ceniza de roble, serrín de pino y residuos de pizarra.

Adsorción de fluoruro a diferentes pH

Muestras triplicadas de los distintos materiales adsorbentes recibieron disoluciones de 100 mg L^{-1} de fluoruro y diferentes concentraciones de HNO_3 o NaOH. Después fueron agitadas, centrifugadas y filtradas en condiciones controladas, acordes a métodos estandarizados.

En el líquido resultante se determinó el pH y la concentración de fluoruro (con electrodo selectivo). Se calculó el fluoruro adsorbido considerando la diferencia entre la concentración añadida y la presente en la solución de equilibrio.

Adsorción de fluoruro para distintos tiempos de incubación, o en competencia con As(V)

Los distintos materiales adsorbentes recibieron disoluciones de fluoruro de 100 mg L^{-1}, manteniendo el contacto durante 1 mes (720 horas). Se tomaron alícuotas a diferentes tiempos de incubación: 0,5, 1, 2, 4, 8, 12, 24, 168 y 720 h, se centrifugaron y filtraron en condiciones controladas, y se determinaron el pH y la concentración de fluoruro por medio de métodos estandarizados.

Por otro lado, a muestras de los distintos adsorbentes se les añadieron simultáneamente 3 mmol L^{-1} de fluoruro y diferentes concentraciones de As(V) (0, 0,5, 1,5, 3 y 6 mmol L^{-1}). En experimentos paralelos los adsorbentes recibieron 3 mmol L^{-1} de As(V) y simultáneamente diferentes concentraciones de fluoruro (0, 0,5, 1,5, 3 y 6 mmol L^{-1}). Las suspensiones resultantes se agitaron, centrifugaron y filtraron en condiciones controladas y estandarizadas. En las disoluciones de equilibrio se determinaron el pH y las concentraciones de fluoruro y As. As(V) y fluoruro adsorbidos se calcularon como diferencia entre las concentraciones añadidas y las remanentes en las disoluciones de equilibrio.

Resultados y discusión

Adsorción de fluoruro a diferentes pH

La adsorción de fluoruro disminuyó claramente para la mayoría de los adsorbentes al aumentar el pH, especialmente a partir de pH 6, aunque las cenizas de concha y las de roble mantuvieron una alta adsorción hasta pH alcalinos, y el serrín de pino mostró baja adsorción a cualquier valor de pH (Figura 1). Concretamente, la adsorción fue prácticamente del 100% para ambas cenizas a pH <6; en el suelo forestal fue cercana al 90% a pH <2, y alrededor del 60% a valores de pH cercanos a 8; la concha de mejillón adsorbió aproximadamente el 90% del fluoruro añadido a pH <7, mostrando una disminución clara a pH alcalino.

Adsorción de fluoruro para distintos tiempos de incubación, o en competencia con As(V)

Respecto a la adsorción de fluoruro en función del tiempo de incubación, se pueden considerar tres grupos de resultados. Un primer grupo de materiales adsorbentes (suelos, materiales pirítico y granítico, y ambas cenizas) presentó rápida absorción. En un segundo grupo, el serrín y los residuos de pizarra adsorbieron el 20% del fluoruro añadido en 30 minutos, duplicando el resultado después de 30 días de incubación. Y, en un tercer grupo, la concha de mejillón adsorbió el 20% del fluoruro añadido a los 30 minutos, aumentando a porcentajes cercanos al 60% cuando el tiempo de incubación fue de 30 días, con el mayor aumento entre los días 7 y 30 (Figura 2). Por lo tanto, en los dos últimos grupos de materiales se evidenciaron al menos dos fases: una primera requirió no más de 30 minutos, y una segunda dio lugar a adsorción de fluoruro mucho mayor después de 30 días de incubación.

Respecto a la competencia con As(V), la adsorción de fluoruro disminuyó muy levemente al aumentar el As(V) añadido, lo que sugiere la ausencia de competencia en los materiales evaluados. Por otro lado, la presencia de una concentración constante de As(V) no afectó a la adsorción de concentraciones crecientes de fluoruro agregadas a las diversas muestras de suelos y residuos estudiados (Figura 3).

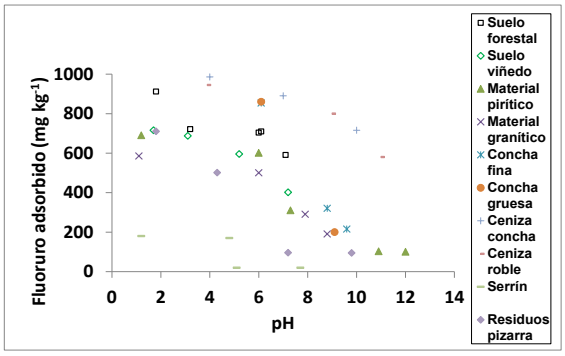


Fig. 1 – Fluoruro adsorbido (mg kg^{-1}) en los suelos y materiales residuales estudiados, a diferentes pH.

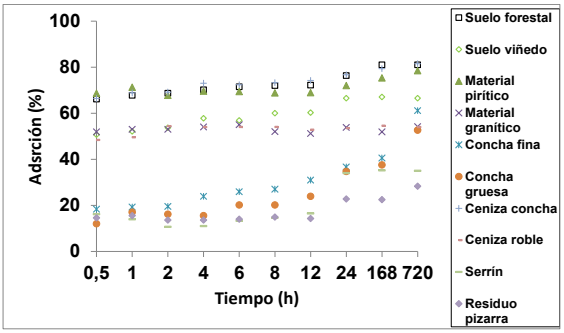


Fig. 2 – Fluoruro adsorbido (%) en los suelos y materiales residuales estudiados, a diferentes tiempos de incubación.

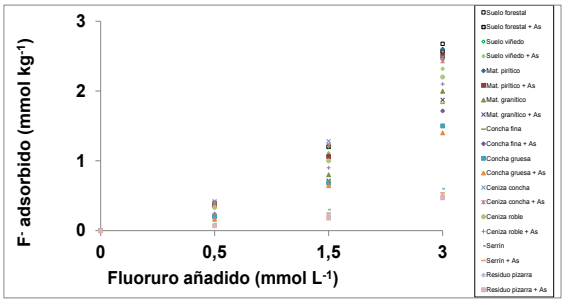


Fig. 3 – Fluoruro adsorbido (mmol kg^{-1}) en los suelos y materiales residuales estudiados, tanto en ausencia de As como tras añadir 3 mmol L^{-1} de As(V).

Conclusiones

La adsorción de fluoruro disminuyó claramente en la mayoría de los materiales adsorbentes utilizados cuando aumentó el pH, aunque la ceniza de roble y la de concha mantuvieron siempre alta adsorción, y el serrín de pino mostró baja adsorción para cualquier pH. El tiempo de incubación no afectó sustancialmente a la adsorción, pero los residuos de pizarra, el serrín y la concha de mejillón mostraron una primera fase rápida y otra más lenta. Además, no se detectó una competencia notable entre fluoruro y As(V).

Agradecimientos

Trabajo financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (España), con cargo a los Proyectos de Investigación CGL2015-67333-C2-1-R y CGL2015-67333-C2-2-R.

Referencias bibliográficas

[1] Gago, C., Romar, A., Fernández-Marcos, M.L., Álvarez, E. 2014 Fluoride sorption and desorption on soils located in the surroundings of an aluminium smelter in Galicia (NW Spain). ENVIRON EARTH SCI. 72: 4105-4114.

[2] Arnesen, A.K.M., Krogstad, T. 1998 Sorption and desorption of fluoride in soil polluted from the aluminium smelter at Ardal in Western Norway. WATER AIR SOIL POLLUT. 103: 357-373.

[3] Wenzel, W.W., Blum, W.E.H. 1992 Fluorine speciation and mobility in F-contaminated soils. SOIL SCI. 153(5): 57-364.

[4] Tripathya, S.S., Raichur, A.M. 2008 Abatement of fluoride from water using manganese dioxide-coated activated alumina. J. HAZARD. MATER. 153:1043-1051.

[5] Bharali, R.K., Bhattacharyya, K.G. 2015 Biosorption of fluoride on Neem (Azadirachta indica) leaf powder. J. ENVIRON. CHEM. ENG. 3(2): 662-669.

[6] Jadhav, S.V., Bringas, E., Yadav, G.D., Rathod, V.K., Ortiz, I., Marathe, K.V. 2015 Arsenic and fluoride contaminated groundwaters: A review of current technologies for contaminants removal. J. ENVIRON. MANAGE. 162: 306-325.

[7] Ma, Y., Ma, Z., Yin, S., Yan, X., Wang, J. 2017 Arsenic and fluoride induce apoptosis, inflammation and oxidative stress in cultured human umbilical vein endothelial cells. CHEMOSPHERE 167: 454-461.

[8] Wu, X., Zhang, Y., Dou, X., Yang, M. 2007 Fluoride removal performance of a novel Fe–Al–Ce trimetal oxide adsorbent. CHEMOSPHERE 69(11):1 758-1764.

[9] Ismail, Z.Z., AbdelKareem, H.N. 2015 Sustainable approach for recycling waste lamb and chicken bones for fluoride removal from water followed by reusing fluoride-bearing waste in concrete. WASTE MANAGE. 45: 66-75.

[10] Soleimani, M., Kaghazchi, T. 2008 Activated hard shell of apricot stones: a promising adsorbent in gold recovery. CHINESE J. CHEM. ENG. 16:112-118.

Eficacia e impacto del uso de nanopartículas de hierro cerovalente en la remediación de suelos contaminados con lindano y Zn

Efficacy and impact of the use of zero-valent iron nanoparticles on the remediation of soils contaminated with lindane and Zn

Anza, M*; Salazar, O; Blanco, F; Lacalle, A; Epelde, L; Garbisu, C

NEIKER – Departamento de Conservación de los Recursos Naturales – Grupo de Ecología Microbiana de Suelos

Berreaga 1, E-48160 Derio (Bizkaia) *manza@neiker.eus

Resumen

El uso de nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI) en la remediación de suelos contaminados es una técnica en auge que ha generado, por otra parte, una creciente investigación toxicológica. Para evaluar la eficacia de las nZVI en la descontaminación de suelos, así como su posible efecto tóxico sobre los microorganismos, se contaminó un suelo franco-arcilloso con 10 mg kg^{-1} de lindano (γ-HCH) y 1500 mg kg^{-1} de zinc. Posteriormente, tanto al suelo contaminado como al control no contaminado, se añadieron las siguientes dosis de nZVI (en dos ocasiones y espaciadas por 3 días): 0 - 0,25 - 0,5 – 1 - 2 mg g^{-1} peso seco. Tres días después de la segunda aplicación se determinaron los siguientes parámetros: concentración de γ-HCH y Zn-extraíble en $CaCl_2$, carbono de la biomasa microbiana (CBM), nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) y abundancia de bacterias y hongos por qPCR. Las nZVI mostraron ser eficaces en la descontaminación de los suelos reduciendo las concentraciones de γ-HCH y Zn-extraíble. La contaminación artificial del suelo provocó una disminución en la abundancia de microorganismos. En el suelo contaminado, la adición de 2 mg g^{-1} peso seco de nZVI provocó un aumento del CBM y NPM, y una reducción de la abundancia de hongos, con respecto al suelo sin nZVI.

Palabras clave: toxicidad, comunidades microbianas edáficas, contaminación mixta

Abstract

The use of zero-valent iron nanoparticles (nZVI) in the remediation of contaminated soil is a promising technique that has, on the other hand, generated a great deal of toxicological research. To evaluate the effectiveness of nZVI for soil remediation, as well as its possible toxic effect on soil microorganisms, a clay-loam soil was contaminated with 10 mg kg^{-1} of lindane (γ-HCH) and 1500 mg kg^{-1} of zinc. Subsequently, in both the contaminated and the uncontaminated soil, the following doses of nZVI were added (twice and spaced by 3 days): 0 - 0.25 - 0.5 – 1 - 2 mg g^{-1} dry weight. Three days after the second application, the following parameters were determined: concentration of γ-HCH and extractable-Zn in $CaCl_2$, microbial biomass carbon (MBC), potentially mineralizable nitrogen (PMN) and abundance of bacteria and fungi by qPCR. The nZVIs were effective for soil remediation, as reflected by the lower values of γ-HCH and extractable-Zn concentration. The artificial soil contamination caused a decrease in the abundance of microorganisms. In the contaminated soil, the addition of 2 mg g^{-1} dry weight of nZVI caused an increase in MBC and PMN, and a reduction in the abundance of fungi, with respect to the soil without nZVI.

Keywords: toxicity, edaphic microbial communities, mixed contamination

Introducción

La actividad humana, tanto agrícola como industrial, ha dejado tras de sí un legado de suelos degradados que se caracterizan por la presencia de concentraciones elevadas de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esto supone una seria amenaza tanto para la salud humana como para la salud de los ecosistemas. Si bien la mayoría de estudios sobre suelos contaminados se centran en un único contaminante, la realidad es que gran parte de los suelos contaminados presentan una mezcla de compuestos orgánicos e inorgánicos (contaminación mixta) lo que dificulta: (i) su diagnóstico, (ii) la evaluación de su impacto ambiental y (iii) la aplicación de tecnologías de remediación.

El suelo desempeña una variedad de funciones y servicios de los ecosistemas esenciales por lo que es imprescindible asegurar su salud, de cara a garantizar su sostenibilidad funcional. Recientemente, la nanotecnología está cogiendo fuerza en la descontaminación de suelos y aguas [1]. Concretamente, la nano-remediación basada en nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI) es la más utilizada en Europa y en los Estados Unidos en la remediación de suelos y aguas subterráneas [2]. Entre las ventajas de estos nanomateriales destacan su gran relación superficie: volumen y su reactividad. Sin embargo, poco se conoce sobre la toxicidad de nZVI sobre las comunidades microbianas edáficas. Los objetivos de este estudio son (i) evaluar la eficacia del tratamiento con nZVI en un suelo contaminado artificialmente con lindano y Zn, (ii) evaluar el efecto de la contaminación artificial con lindano y Zn sobre la salud del suelo, y finalmente (iii) evaluar la toxicidad de las nZVI aplicadas a un suelo contaminado artificialmente.

Materiales y métodos

El suelo utilizado en el ensayo procede de la Finca Experimental de Gauna (Araba) propiedad de Neiker. El contenido en materia orgánica fue de 2,3%, el pH de 8,1 y la textura franco-arcillosa, siendo clasificado como calcisol hipocálcico [3]. Tras varios días de secado al aire libre, el suelo se tamizó (<6 mm) y se procedió a su contaminación con 10 mg kg^{-1} de lindano (gamma-hexaclorociclohexano; γ-HCH) y 1500 mg kg^{-1} de Zn. Para ello, se preparó un concentrado de γ-HCH (Aldrich 233390) de 100 mg en 250 mL de acetona. Esta solución se diluyó 8 veces en acetona y se aplicaron 200 mL por cada kg de suelo mediante una botella "spray". Posteriormente se dejó evaporar la acetona durante 2 h. La contaminación con Zn se realizó diluyendo 68,22 g de nitrato de zinc hexahidrato (Aldrich 14436) en 1 L de agua destilada. De nuevo se añadieron con la botella "spray" 100 mL de la solución por cada kg de suelo. Los suelos contaminados se dejaron envejecer a temperatura ambiente durante 1 mes.

Se pesaron 200 g tanto de suelo contaminado como de suelo no contaminado en matraces de 0,5 L. Los suelos se mantuvieron durante todo el ensayo a un 60% de la capacidad de campo. A ambos suelos se añadieron las siguientes concentraciones de nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI, nanofer star, NANOIRON, República Checa): 0 – 0,25 – 0,5 – 1 y 2 mg g^{-1} suelo seco (5 réplicas por cada dosis) en forma de lodo, removiéndose con una espátula. Al cabo de 3 días se volvió a repetir la adición de nZVI, y transcurridos otros 3 días se volvió a coger muestra para su posterior análisis.

La determinación de lindano se realizó mediante un cromatógrafo de gases (Agilent 6890N), con detector μECD, equipado con una columna HP-ULTRA 2. La extracción se realizó sonicando 1,5 g de suelo en 5 mL de hexano/acetona (50:50 v/v). La concentración de Zn-extraíble se realizó añadiendo 30 mL de $CaCl_2$ a 3 g de suelo [4], seguido de determinación mediante absorción atómica (VARIAN). El carbono de la biomasa microbiana (CBM) se determinó según Vance y cols. [5] mediante el método de fumigación-extracción. El nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) se determinó colorimétricamente siguiendo el método descrito por Powers [6].

El ADN del suelo se extrajo a partir de 0,25 g de suelo mediante el kit DNA PowerSoil™ Isolation Kit (MOBio Laboratories). Se realizaron análisis de qPCR para la determinación de la abundancia de bacterias y hongos según Dhanasekaran y cols. [7]. Los cebadores utilizados en la cuantificación del número de copias del gen para bacterias totales (16S rRNA) fueron Ba519f y Ba907r [8], mientras que para hongos totales (18S rRNA) fueron FF390r NIOO y Fung5f NIOO [9].

Tras comprobar la normalidad y homogeneidad de la varianza de los datos, se realizaron ANOVAS con el programa STATVIEW de Microsoft seguido del test de Duncan para evaluar las diferencias entre tratamientos. El análisis de componentes principales (ACP) se realizó con CANOCO 5.0.

Resultados y discusión

Como se aprecia en la Figura 1, las concentraciones de lindano y Zn extraíble en $CaCl_2$ disminuyeron significativamente al aumentar la dosis de nZVI añadidas a los suelos, por lo que las nZVI mostraron ser eficaces en la descontaminación de los suelos.

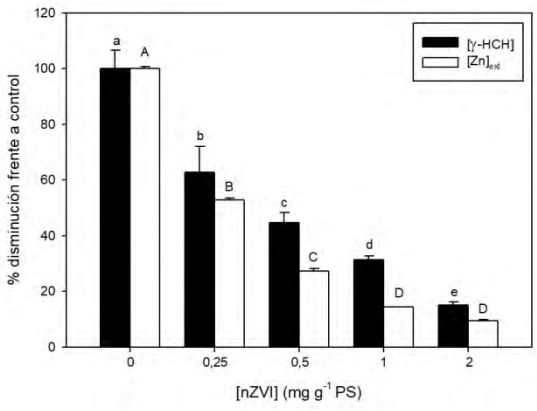


Fig. 1 – Porcentaje de disminución de las concentraciones de γ-HCH y Zn-extraíble en función de la concentración de nZVI aplicadas a los suelos.

Al contaminar los suelos con lindano (10 mg kg^{-1}) y Zn (1500 mg kg^{-1}) los valores de CBM y abundancia de bacterias (qPCR_Bac) disminuyeron con respecto al suelo no contaminado (Figura 2). En cuanto a la abundancia de hongos (qPCR_FF), los valores fueron ligeramente superiores en los suelos contaminados excepto en la dosis más alta de nZVI (2 mg g^{-1} PS) en donde los valores fueron significativamente inferiores a los suelos no contaminados.

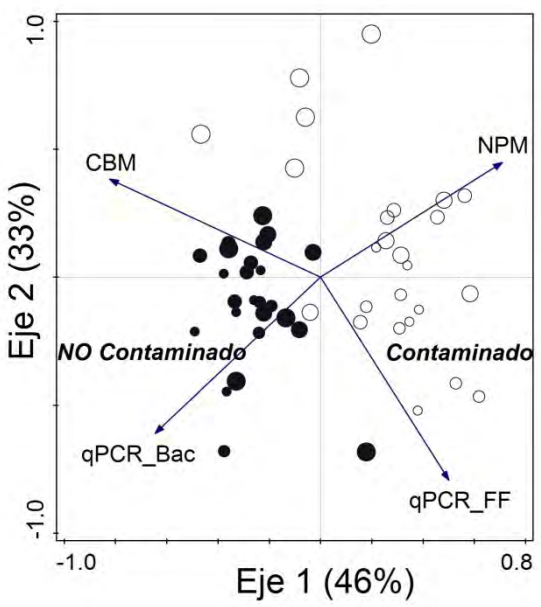


Fig. 2 – Análisis de componentes principales de los suelos contaminados artificialmente con γ-HCH y Zn (o) y de los suelos no contaminados (●). El tamaño del círculo es proporcional a la concentración de nZVI aplicada al suelo (0 - 0,25 - 0,5 - 1 - 2 mg g^{-1} PS).

Por último, en los suelos contaminados los valores de CBM fueron significativamente superiores al añadir 2 mg g^{-1} PS de nZVI, con respecto al resto de dosis (Figura 3). En cuanto al NPM también los valores fueron superiores en la dosis más alta de nZVI con respecto al control. En ambos casos, los análisis de regresión realizados sugirieron un aumento de los valores al aumentar la dosis de nZVI.

La abundancia de bacterias determinada por qPCR no mostró una tendencia clara en función de la dosis de nZVI. Sin embargo, la abundancia de hongos se vio drásticamente reducida al añadir 2 mg g^{-1} PS de nZVI. En ambos casos, las regresiones sugieren una disminución de los valores a medida que aumentó la concentración de nZVI en los suelos.

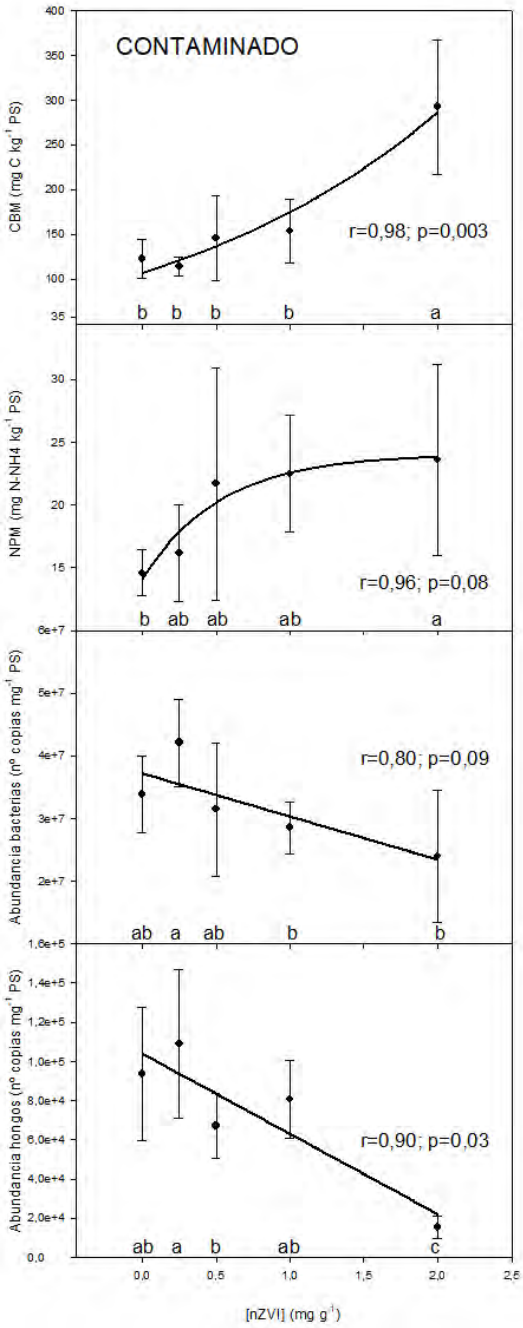


Fig. 3 – Valores de carbono de la biomasa microbiana (CBM), nitrógeno potencialmente mineralizable (NPM) y abundancia de bacterias y hongos en un suelo contaminado artificialmente con 10 mg kg^{-1} de γ-HCH y Zn en función de la dosis de nZVI aplicada (0 - 0,25 - 0,5 – 1 - 2 mg g^{-1} PS).

Conclusiones

- Los niveles de lindano y Zn extraíble en $CaCl_2$ se redujeron significativamente al añadir nZVI a los suelos, siendo esta reducción proporcional a la dosis de nZVI.
- La contaminación del suelo con 10 mg kg^{-1} de γ-HCH y 1500 mg kg^{-1} de Zn provocó una disminución en la abundancia de microorganismos.
- En el suelo contaminado, la adición de 2 mg g^{-1} PS de nZVI provocó un aumento del CBM y NPM, y una reducción de la abundancia de hongos, con respecto al suelo sin nZVI.

Referencias bibliográficas

[1] Patil, S.S., Shedbalkar, U.U., Truskewycz, A., Chopade, B.A., Ball, A.S. 2016. Nanoparticles for environmental clean-up: a review of potential risks and emerging solutions. ENVIRON. TECH. INNOV. 5: 10-21.

[2] Lefevre, E., Bossa, N., Wiesner, M.R., Gunsch, C.K., 2016. A review of the environmental implications of in situ remediation by nanoscale zero valent iron (nZVI): behavior, transport and impacts on microbial communities. SCI. TOTAL ENVIRON. 565: 889-901.

[3] IUSS. 2007. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Primera actualización 2007. Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos No 103. Roma, FAO.

[4] Houba, V.J.G., Temminghoff, E.J.M., Gaikhorst, G.A., van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction reagent. COMMUN. SOIL SCI. PLANT ANAL. 31: 1299-1396.

[5] Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. SOIL BIOL. BIOCHEM. 19: 703-707.

[6] Powers, R.F. 1980. Mineralizable soil nitrogen as an index of nitrogen availability to forest trees. SOIL SCI. SOC. AM. J. 44: 1314-1320.

[7] Dhanasekaran, S., Doherty, T.M., Kenneth, J. 2010. Comparison of different standards for real-time PCR-based absolute quantification. J. IMMUNOL. METHODS 354: 34-39.

[8] Lueders, T., Manefield, M., Friedrich, M.W. 2004. Enhanced sensitivity of DNA- and rRNA-based stable isotope probing by fractionation and quantitative analysis of isopycnic centrifugation gradients. ENVIRON. MICROBIOL. 6: 73-78.

[9] Vainio, E.J., Hantula, J. 2000. Direct analysis of wood-inhabiting fungi using denaturing gradient gel electrophoresis of amplified ribosomal DNA. MYCOL RES. 104: 927-936.

Interacción entre *Populus x canadensis* y/o en co-cultivo con *Medicago sativa* durante la revegetación de suelos contaminados con hidrocarburos y benzopireno

Interaction between Populus x canadensis and/or co-cultivated with Medicago sativa during the revegetation of contaminated soils with hydrocarbons and benzopyrene

Artetxe, Unai[1]*; Díez, Igor[1]; Míguez, Fátima[1]; Vilela, Juan[2]; Hernández, Antonio[1]; Garbisu, Carlos[3]; Becerril, José María[1]

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU) Apdo 644, 48080 Bilbao, España

*unai.artetxe@ehu.eus

[2] Centro de Estudios Ambientales, Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, Pintor Teodoro Dublang, 25 bajo, C.P. 01008, Vitoria-Gasteiz, España

[3] NEIKER-Tecnalia, Parque Tecnológico de Bizkaia, 812.L. E-48160-Derio, Bizkaia, España

Resumen

Se ha realizado una experiencia de fitogestión de un suelo contaminado basada en la implantación de un cultivo de alfalfa y/o chopos (solos y en co-cultivo) examinando el efecto de factores como el co-cultivo y la inoculación con micorrizas sobre el crecimiento y estado fisiológico de los chopos. Los resultados principales indican que la micorrización de los chopos revertió la reducción del crecimiento causado por el co-cultivo de alfalfa con chopo. Además del efecto en el crecimiento, se observó como la alfalfa provocó un incremento del contenido en antioxidantes lipofílicos en hoja de chopo, lo que sugiere que la presencia de la leguminosa en estadios tempranos del trasplante causó un estrés oxidativo que puede ser debido a una competencia por los recursos hídricos y de nutrientes. Este efecto negativo de la alfalfa no alteró el contenido en pigmentos fotosintéticos (Clorofila), ni en el contenido en pigmentos fotoprotectores (VAZ). La conclusión es que la inoculación con micorrizas de chopos es una práctica conveniente de fitogestión que puede mejorar el crecimiento de los chopos incluso en condiciones ambientales adversas.

Palabras clave: Fitogestión, fitorremediación, bioaumentación, revegetación, suelo contaminado.

Abstract

Phytomanagement of a contaminated soil was carried out based on the farming of a crop of alfalfa and/or poplars (intercropping and alone) and analyzing the effect of intercropping and inoculation with mycorrhizae in poplar growth and physiology. The main results show that the mycorrhization of the poplars reverted the reduction of the growth caused by the co-cultivation of alfalfa with poplar. In addition to the effect on growth, it was observed that alfalfa caused an increase in lipophilic antioxidant content in poplar leaves, which suggests that the presence of the legume in early stages of the transplant caused an oxidative stress that may be due to competition for hydric and nutrient resources. This negative effect of alfalfa did not alter the photosynthetic pigments content (Chlorophyll), nor photoprotective pigments content (VAZ). The conclusion is that the inoculation with mycorrhizae of poplars is a convenient practice of phytomanagement that can improve the growth of the poplars even in adverse environmental conditions.

Keywords: Phytomanagement, phytoremediation, bioaugmentation, revegetation, contaminated soil

Introducción

El suelo es uno de los recursos más preciados ya que permite la vida de los vegetales, de los animales y del ser humano . Al mismo tiempo constituye el principal receptor y transformador de residuos industriales, agrícolas y urbanos. Los suelos contaminados o degradados, en el 70% de los casos, se regeneran empleando técnicas *ex situ*, como la excavación y retirada a vertederos, mientras que los tratamientos biológicos *in situ* son mucho más infrecuentes [1]. La fitogestión engloba un conjunto de tecnologías que usan plantas para resolver problemas ambientales del suelo incluyendo la descontaminación del suelo *in situ*, que supone una alternativa eficiente a la obra civil [2]. Dentro de estas tecnologías, la fitorremediación mediante cultivos energéticos (biomasa y biodiesel) y la bioaumentación usan las plantas y los microorganismos para reducir los efectos tóxicos de los contaminantes en el medio ambiente y obtener un retorno económico durante el proceso de remediación. La adición de enmiendas orgánicas (bioestimulación) es otra técnica de gestión que mejora la fertilidad del suelo con insumos de materia orgánica, ayudando a las plantas no solo en condiciones de deficit de nutrientes sino también reduciendo la disponibilidad de los contaminantes [3]. Estas técnicas son adecuadas para la aplicación en extensas zonas degradadas donde otros métodos de remediación no son económicamente eficientes [4].

El objetivo de este trabajo es la evaluación de las técnicas de fitogestión aplicadas a un suelo degradado y contaminado con compuestos orgánicos mediante el uso de diferentes cultivos (chopos y/o alfalfa), y la inoculación con hongos micorrícicos tras la adición de una enmienda orgánica. Esta evaluación se realiza monitorizando el estado de los árboles mediante parámetros biométricos y fisiológicos de los mismos.

Materiales y métodos

Parcela de estudio y tratamientos

Este experimento de campo se llevó a cabo en una parcela del polígono industrial de Jundiz (Vitoria-Gasteiz) contaminada con hidrocarburos (130-160 ppm; VIE-B: 50 ppm) y con benzopireno (0,02-0,04 ppm; VIE B: 0,02). El suelo fue enmendado con 75 tn/ha de enmienda orgánica (bioestimulación). Se diseñaron 4 subparcelas de 5x5 m que presentaban concentraciones similares de contaminantes y a mediados de marzo de 2017 se trasplantaron en cada parcela 8 clones de *Populus x canadensis* var Baldo. En este experimento se ensayó la eficacia de la bioestimulación mediante la micorrización de los chopos con una micorriza comercial (INOQ Forest, INOQ GmbH. Schnega, Alemania) y/o la influencia del cultivo mixto mediante la combinación o no de los chopos con un cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*). Así, los tratamientos de este experimento son: i) chopos sin micorrizar y sin alfalfa (Pc), ii) chopos sin micorrizar y con alfalfa (Pa), iii) chopos micorrizados y sin alfalfa (Pi) y iv) chopos micorrizados y con alfalfa (Pia).

Determinación de los parámetros biométricos

En junio del 2017 se evaluó la supervivencia y parámetros biométricos de los chopos: altura, número de ramas, longitud de las ramas, número de hojas, área de las hojas y biomasa de las hojas.

Determinación de los pigmentos fotosintéticos y antioxidantes lipofílicos

Los pigmentos y el tocoferol se analizaron en un ACQUITY UPLC® H-Class de Waters acoplado a un detector de fotodiodos y un detector de fluorescencia siguiendo el método descrito por García Plazaola y Becerril [5,6].

Resultados y Discusión

Parámetros biométricos

La supervivencia de los chopos no se vió significativamente afectada tras su trasplante a las parcelas (Pc:100%, Pi:88%, Pa:88%, Pia:100%), ni por la

contaminación ni por las técnicas de fitogestión como el co-cultivo con alfalfa, ni por la micorrización.

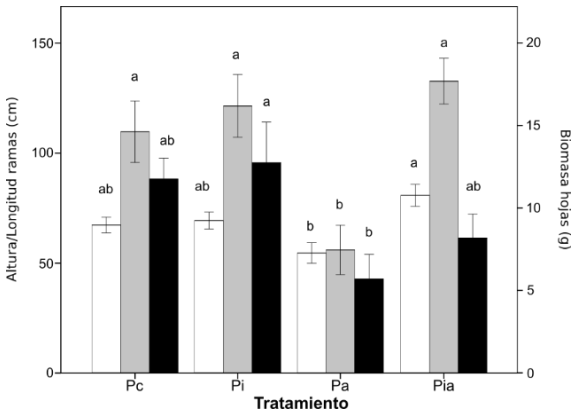


Fig.1. Parámetros biométricos de los chopos en las diferentes parcelas. ☐ Altura (cm), ▨ Longitud total de las ramas (cm) y ■ Biomasa total de las hojas (g). n≥7. Media ± error estandar. La comparación de medias se realizó mediante una ANOVA ($p<0.05$). Las letras marcan las diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo parámetro.

Sin embargo, los parámetros biométricos sí mostraron diferencias en el desarrollo de las plantas (Fig 1). Los chopos crecidos en co-cultivo con alfalfa tuvieron un menor desarrollo que los árboles crecidos en presencia de la vegetación espontánea en el suelo. Es posible que el rápido crecimiento de la alfalfa en etapas tempranas podría generar procesos de competencia por agua y nutrientes con los chopos recien trasplantados [7]. Aunque, diferencias significativas se observaron únicamente en la longitud total de las ramas, tanto la altura como la biomasa total de las hojas se redujeron en los chopos que crecieron sin micorrizar (Fig 1). En cambio, cuando los chopos fueron micorrizados y crecieron en co-cultivo con alfalfa se pudo observar una reversión de este efecto. Este hecho podría deberse a que la micorrización ejerce un efecto positivo tanto en el crecimiento como en el estado fisiológico de los chopos debido a un aumento de la toma de agua y de nutrientes que se transfieren al chopo [8]. Debido a que el inoculo utilizado está compuesto por micorrizas vesiculo arbusculares, la alfalfa también se podría beneficiar de la micorrización ya que se ha descrito que estas mejoran la nutrición de las leguminosas, especialmente de fosforo [9].

Parámetros fisiológicos.

El contenido en clorofila total, pigmentos fotoprotectores VAZ y tocoferoles son indicadores del grado de estrés vegetal [10]. El contenido en clorofila (Fig. 2) no mostró diferencias significativas entre los diferentes tratamientos, lo que indicó que su capacidad de captación de luz y realización de la fotosíntesis no fue afectada en ningún tratamiento. Igualmente la concentración de pigmentos fotoprotectores (VAZ) (Fig. 2) tampoco mostró diferencias significativas entre los tratamientos.

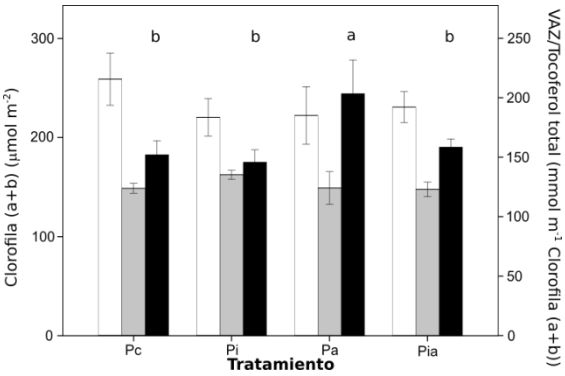


Fig. 2 – Parámetros fisiológicos de los chopos de las diferentes parcelas: ☐ Contenido total de clorofilas (a+b) (μmol m^{-2}), ▨ Contenido de pigmentos del ciclo de xantofilas (mmol mol Clorofila (a+b)), ■ Contenido de tocoferoles totales (mmol mol Clorofila (a+b)). i) chopos sin micorrizar y sin alfalfa (Pc), ii) chopos micorrizados y sin alfalfa (Pi), iii) chopos sin micorrizar y con alfalfa (Pa), iv) chopos micorrizados y con alfalfa (Pia). n≥7. Media ± error estandar. La comparación de medias se realizó mediante una ANOVA ($p<0.05$). Las letras marcan las diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo parámetro.

Esto indica que la contaminación existente en el suelo de cultivo no fue suficiente para activar estos mecanismos, por lo que, el contenido de pigmentos del ciclo de las xantofilas se correspondió al de plantas sin estrés. Sin embargo, aunque no hubo fotoinhibición, ni se activó el ciclo de las xantofilas, sí hubo cierto estrés oxidativo en chopos en presencia de alfalfa (Fig. 2). Prueba de ello es el aumento significativo del 32% en el contenido de tocoferoles en chopos que crecieron con alfalfa. La mayoría, si no todas, de las condiciones de estrés abiótico generán un aumento de especies reactivas de oxígeno, lo que activa los mecanismos antioxidantes como el contenido de tocoferol [11,12]. Así, como se ha mencionado anteriormente, el

rápido crecimiento de alfalfa y la extensión de su sistema radical, que acapara nutrientes y agua en un suelo pobre y con bajos recursos hídricos, generaría un estrés por falta de nutrientes que podría afectar negativamente al crecimiento, desarrollo y causar estrés oxidativo en los plantones de chopo recién trasplantados al suelo. Al igual que en los parámetros biométricos, este efecto pudo ser revertido mediante la micorrización de los chopos.

Conclusiones

La alfalfa tuvo un efecto negativo en estos primeros estadíos de implantación de los chopos, porque podría actuar como competidora por los recursos hidrícos y nutricionales.

La micorrización se impone como un tratamiento muy eficaz para el establecimiento de árboles en programas de fitogestión, sobre todo en suelos con escasez de nutrientes y agua.

Los parametros biométricos y fisiológicos son válidos para monitorizar un proceso de fitorremediación de un suelo contaminado por hidrocarburos y benzopireno mediante un co-cultivo con chopos y alfalfa.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: IT 1018-16 (Gobierno Vasco); Phyto-SUDOE SOE1/P5/E0189; AGL2015-64481-C2-1 y AGL2016-76592-R (MINECO), Fondos FEDER. F.M agradece al Vicerrectorado de Investigación de la UPV/EHU por las ayudas de especialización postdoctoral.

Referencias bibliográficas

[1] Van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M., y Louwagie, G. 2014. Progress in the management of contaminated sites in Europe. Publications Office of the European Union, Europe.

[2] Touceda-González, M., Prieto-Fernández, A., Renella, G., Giagnoni, L., Sessitsch, A., Brader, G., Kumpiene, J., Dimitriou, I., Eriksson, J., Friesl-Hanl, W., Galazka, R., Janssen, J., Mench, M., Müller, I., Neu, S., Puschenreiter, M., Siebielec, G., Vangronsveld, J., Kidd, PS. 2017. Microbial community structure and activity in trace elementcontaminated soils phytomanaged by Gentle Remediation Options (GRO). ENVIRON. POLLUT. 231: 237-251.

[3] Mench, M., Schwitzguebel, JP., Schroeder, P., Bert, V., Gawronski, S., Gupta, S., 2009. Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. ENVIRON. SCI. POLLUT. RES. 16: 876-900.

[4] Garbisu, C., Alkorta, I., 2003. Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. Eur.J. Miner. Process. ENVIRON. PROT. 3: 58–66.

[5] García-Plazaola, JI., Becerril, JM. 1999. A rapid High-Performance Liquid Chromatography method to measure lipophilic antioxidants in stressed plants: simultaneous determination of carotenoids and tocopherols. PHYTOCHEM. ANAL. 10: 307-313.

[6] Garcia-Plazaola, JI., Becerril, JM. 2001. Seasonal changes in photosynthetic pigments and antioxidants in beech (Fagus sylvatica) in a Mediterranean climate: implications for tree decline diagnosis. FUNCT. PLANT BIOL. 28: 225-232.

[7] Marchand, L., Sabaris, CQ., Desjardins, D., Oustrière, N., Pesme, E., Butin, D., Wicart, G., Mench, M. 2017. Plant responses to a phytomanaged urban technosol contaminated by trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons. ENVIRON. SCI. POLLUT. RES. 23: 3120-3135.

[8] Munro, RC., Wilsona, J., Jefwab, J., Mbuthia, KW.1999. A low-cost method of mycorrhizal inoculation improves growth of Acacia tortilis seedlings in the nursery. FOR. ECOL. MANAGE. 113: 51-56.

[9] Giller, K.E., Cadisch, G., 1995. Future benefits from biological nitrogen fixation: an ecological approach to agriculture. In: Ladha, J.K., Peoples, M.B. (Eds.), Management of Biological Nitrogen Fixation for the Development of More Productive and Sustainable Agricultural Systems, Developments in Plant and Soil Sciences. Springer, Netherlands, pp. 255–277.

[10] Artetxe, U., García-Plazaola, JI., Hernández, A., Becerril, JM. 2002. Low light grown duckweed plants are more protected against the toxicity induced by Zn and Cd. PLANT PHYSIOL. BIOCHEM. 40: 586-863.

[11] Foyer, CH., Lopez-Delgado, H., Dat, JF., Scott, IM. 1997. Hydrogen peroxide- and glutathione-associated mechanisms of acclimatory stress tolerance and signalling. PHYSIOL. PLANT. 100: 2041-254.

[12] Dat, J., Vandenabeele, S., Vranova, E., Van Montagu, M., Inze, D., Van Breusegem, F. 2000. Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. CELL. MOL. LIFE SCI. 57: 779-795.

Evaluación del Riesgo Ecológico por Mercurio en Suelos de Invernadero

Mercury Ecological Risk Assessment in Greenhouse Soils

Ramos-Miras, José Joaquín[1]; Gil, Carlos[1]; Rodríguez-Martín, José Antonio[2]; Boluda, Rafael[3*]

[1] Escuela Superior de Ingeniería, Departamento de Agronomía. Univerisidad de Almería

[2] Departamento de Medio Ambiente, INIA, Madrid

[3] Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Farmacia, Universitat de València, 46100 - BURJASSOT (València)

boluda@uv.es

Resumen

En este trabajo se muestran los resultados de la determinación de mercurio en suelos de invernadero de Almería (Sur de España), así como la evaluación del grado de enriquecimiento y del riesgo ecológico potencial según su antigüedad de producción. Para evaluar el riesgo ecológico potencial se utilizó la aproximación de Hakanson. Para investigar el comportamiento del Hg en estos suelos a lo largo del tiempo, las muestras fueron agrupadas en cuatro bloques según el tiempo deicado al cultivo: 0 años, 5 a 10 años, 10 a 20 años y más de 20 años. Los resultados mostraron que el 60% de los suelos superó el nivel de fondo obtenido (37,5 µg kg^{-1}). Al comparar los valores medios de los cuatro grupos de suelos, se observó un incremento significativo de la concentración de Hg y un considerable riesgo ecológico después de más de veinte años de cultivo intensivo. Aunque el riesgo no es alto, las observaciones sugieren que las prácticas agrícolas son la principal fuente de contaminación.

Palabras clave: Contaminación, invernadero, mercurio, suelos, Poniente Almeriense.

Abstract

This study shows the results of the mercury determination in greenhouse soils of Almería (South Spain), as well as the evaluation of the soil enrichment and the potential ecological risk according to the age of its production. To assess the potential ecological risk, the Hakanson approach was used. To investigate the behaviour of Hg in these soils over time, the samples were grouped into four blocks according to the cultivation time: 0 years, 5 to 10 years, 10 to 20 years and more than 20 years. The results showed that 60% of the soils exceeded the obtained background level (37.5 µg kg^{-1}). In addition, after more than twenty years of intensive cultivation, a significant increase of Hg concentration and a considerable ecological risk was observed. Although the risk is not high, the observations suggest that agricultural practices are the main source of contamination.

Keywords: Contamination, greenhouse, mercury, soils, western Almería.

Introducción

La acumulación de mercurio (Hg) en los suelos puede tener su origen a través de dos fuentes de contaminación: natural, debido a la meteorización de las rocas y antropogénica, procedente de emisiones debidas a las actividades humanas (industriales, urbanas y algunas prácticas agrícolas) que aumentan el contenido de Hg en aire, agua y suelos. Por lo tanto, puede ser absorbido por los vegetales y afectar a la concentración de este elemento en los productos hortícolas [1] [2]. La comarca del Poniente Almeriense en España es una zona muy importante desde el punto de vista agrícola y socio-económico; la agricultura se basa en la construcción de invernaderos cuyos suelos han sido alterados substancialmente por las prácticas agrícolas intensas a las que son sometidos. En un gran número de invernaderos de Almería se utiliza un suelo artificial debido a que los suelos en el área de estudio tienen baja fertilidad [3]; éste está constituido por tres capas en el siguiente orden: arena, materia orgánica y arcilla importada. La capa de arcilla utilizada para construir los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense se obtiene de canteras dentro de la misma zona [1] [2] [3] [4] [5]. El Hg no es muy abundante en la naturaleza ya que su concentración media en la corteza terrestres es del orden de 50 μg kg^{-1}. Gil et al. [1] determinaron la concentración de fondo, niveles estándar y el valor de referencia para suelos calcáreos del área mediterránea siendo de 25,1 μg kg^{-1}, 9,8-64,3 μg kg^{-1} y 64,3 μg kg^{-1}, respectivamente. El suelo representa el depósito más grande de Hg en los ecosistemas terrestres y es la mayor fuente de contaminación para la cadena alimentaria y los sistemas acuáticos [1]. Dada su toxicidad potencial, el Hg es objeto de numerosas referencias en la literatura; sin embargo, en España no hemos encontrado ningún estudio acerca del riesgo ecológico potencial en suelos de invernadero. En este trabajo se muestran los resultados de un estudio acerca de la evaluación del factor de enriquecimiento y del riesgo ecológico potencial por Hg en suelos de invernadero de Almería. Los objetivos planteados son: i) evaluar el grado de enriquecimiento y de riesgo ecológico y ii) y analizar la posible tendencia temporal.

Material y métodos

Se recogieron treinta y cinco muestras de suelo correspondientes a la capa de arcilla en sendos invernaderos. En cada invernadero se realizaron cinco muestreos para obtener una muestra compuesta. Por otro lado, cinco muestras se tomaron de las canteras de las cuales se extrae el material para preparar la capa de arcilla con la que se construyen los suelos de los invernaderos, las cuales se analizaron para obtener el nivel de fondo (SC). La concentración de Hg fue determinada mediante puesta a punto de un método de descomposición térmica, amalgamamiento y espectrofotometría de absorción atómica [6]; empleándose un analizador directo (DMA-80); el Hg se determinó directamente en las muestras previamente pulverizadas en un mortero de ágata. El límite de detección fue de 1,0 μg kg^{-1}. Se analizaron tres repeticiones por muestra para optimizar la precisión de los resultados. Los resultados se expresan sobre suelo seco. Se utilizaron dos materiales de referencia para el estudio de la exactitud del método: BCR 141R y NIST 2709; los valores de recuperación obtenidos fueron del 94%±5% y 102%±3% respectivamente. Para evaluar el grado de enriquecimiento y el riesgo ecológico potencial (Er^i) se utilizó la aproximación de Hakanson [7], la cual ha sido aplicada por diferentes autores (Ej. [8] [9]). En comparación con otros métodos, éste incluye un factor de respuesta a la toxicidad de una sustancia dada; además, puede utilizarse para evaluar el riesgo de contaminación combinado para varios elementos potencialmente peligrosos para los ecosistemas. El Er^i de un metal dado se define como:

$$C_f = C_{0-1} / C_i$$

$$Er^i = Tr^i \times C_f$$

donde,

- Er^i, es el factor de riesgo ecológico potencial para el Hg,

- Tr^i, es el factor de toxicidad biológica (para el Hg = 40, Yuan et al., 2014)
- C_f, es el factor de contaminación o de enriquecimiento para el Hg,
- C_{0-1}, es la concentración de fondo del Hg obtenida a partir de SC(en μg kg^{-1}),
- C_i, es la concentración de Hg para el suelo a evaluar(en μg kg^{-1}).

Si C_f es > 1 existe enriquecimiento. Si Er^i< 40, el riesgo es bajo; 40-80, moderado; 80-160, considerable; 160-320, alto; ≥ 320, muy alto.

Para evaluar la tendencia temporal, las muestras de suelos fueron agrupadas según el tiempo dedicado al cultivo; así, se consideraron cuatro grupos: SC, correspondientes a los controles para determinar el nivel de fondo (5 muestras); SI1, invernaderos con menos de 10 años de cultivo (11 muestras); SI2, invernaderos entre 10 y 20 años de cultivo (12 muestras); y SI3, invernaderos con más de 20 años dedicadosal cultivo (12 muestras). El análisis estadístico se realizó utilizando el programa SPSS 15.0. Los datos fueron evaluados comparando los valores medios obtenidos para los cuatro grupos de muestras con la prueba de Krustall Wallis, seguida por las pruebas post-hoc de Tuckey.

Resultados y discusión

Los resultados de este estudio se muestran en la Tabla 1. El contenido de Hg osciló entre 16,9 μg kg^{-1} y 233,3 μg kg^{-1}, el valor de la media aritmética fue de 64,5 μg kg^{-1}. El 60% de los suelos (21 invernaderos) superó el nivel de fondo obtenido (37,5 μg kg^{-1}). Asimismo, la concentración de Hg en estos suelos es del mismo orden de magnitud que los observados por otros autores en suelos agrícolas españoles [1] [10]. En general, 300 μg kg^{-1} se considera como el valor umbral a partir del cual las plantas pueden presentar síntomas de toxicidad [10]. Al comparar los valores medios de los tres grupos de suelos (SI1, SI2, SI3) con el nivel de fondo (SC) se observó un incremento significativo de la concentración de Hg a partir de veinte años de puesta en cultivo, hecho que debe estar relacionado con las actividades agrícolas dentro de los invernaderos, lo cual ha sido previamente puesto de manifiesto [2].

Tabla 1. Resumen de las concentraciones de Hg (μg kg-1) en los suelos analizados (n = 40).

	Mínimo	Media	Máximo	Desvest
SC (5)	31,8	37,5a	48,2	6,6
SI (35)	16,9	64,5ab	233,3	43,5
SI1 (11)	16,9	32,5a	53,3	9,6
SI2 (12)	32,6	58,4ab	85,1	15,1
SI3 (12)	45,8	99,8b	233,3	55,8

Letras diferentes indican diferencias significativas (p < 0,05). SC, suelos control; SI, suelo de invernadero; SI1, cultivo de 1 a 10 años; SI2, cultivo de 10 a 20 años y SI3, cultivo de más de 20 años. Entre paréntesis se indica el número de muestras analizadas.

La Figura 1 muestra los resultados para el factor de contaminación (A) y el riesgo ecológico potencial (B) por Hg. Se puede observar una tendencia exponencial en función del tiempo de ambos factores. Después de más de veinte años de cultivo el factor de enriquecimiento pasó de 0,9 para SC a 2,7 para SI3 y el índice de riesgo ecológico se incrementó de 38 en SC a 107 en SI3. El análisis estadístico entre los grupos de suelos confirmó estos resultados, indicando claras diferencias en el contenido de Hg, así como un enriquecimiento significativo y un considerable riesgo ecológico potencial después demás de veinte años de cultivo, lo cual tuvo que tener un origen antrópico.

Dadas las características de la zona (clima semiárido, vientos moderados a fuertes de poniente o levante de forma continuada, poca industrialización) y de los invernaderos (agrosistemas relativamente cerrados), la fuente de contaminación debe asociarse fundamentalmente a las prácticas agrícolas y concretamente al excesivo uso de agroquímicos. En este sentido, existen trabajos que han demostrado la presencia de metales pesados en fertilizantes y plaguicidas, lo cual supone un riesgo de contaminación para el suelo [11]; además, también hay evidencias de riesgo de contaminación por cadmio, cobre, níquel y plomo en los suelos de los invernaderos Almerienses, asociando al uso excesivo de agroquímicos como la principal fuente de contaminación por metales pesados en estos suelos [2] [4] [5].

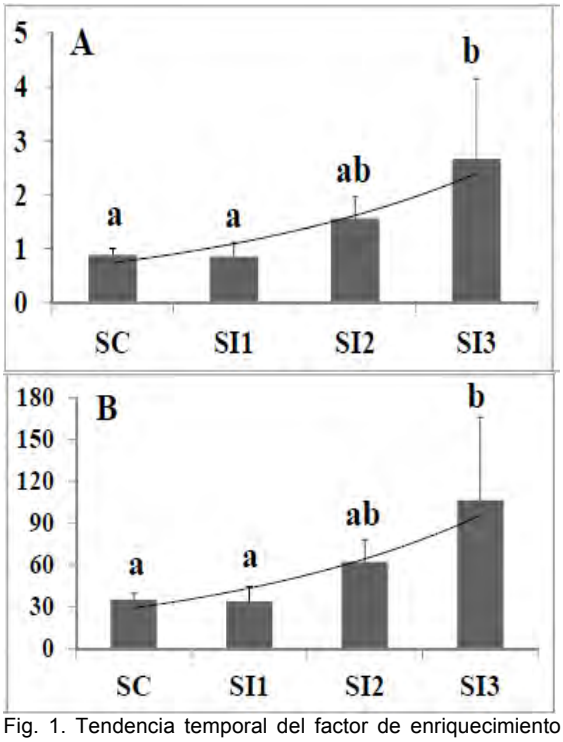


Fig. 1. Tendencia temporal del factor de enriquecimiento (A) y del riesgo ecológico potencial (B) para el Hg en suelos de invernadero del Poniente Almeriense. Las barras de error corresponden a la desviación estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0,05$). SC, suelos control (nivel de fondo); SI1, invernaderos con menos de 10 años de cultivo; SI2, invernaderos entre 10 y 20 años de cultivo; SI3, invernaderos con más de 20 años dedicados al cultivo intensivo.

Conclusiones

Se ha observado un enriquecimiento de mercurio de origen antrópico en los suelos de los invernaderos del Poniente Almeriense que se ha asociado con las prácticas agrícolas. Los resultados sugieren que, después de más de veinte años de cultivo intensivo, existe un considerable riesgo ecológico. Nuestro estudio muestra la primera evidencia del riesgo de la acumulación por mercurio en esta zona y proporciona una prueba de la importancia de realizar estudios de seguimiento para la evaluación de riesgos y una correcta gestión del suelo en los invernaderos, ya que aunque el riesgo ecológico no es alto, existe un importante número de invernaderos cuyos suelos poseen una concentración de mercurio considerablemente más elevada que el nivel de fondo. Deberían realizarse otros estudios con más número de invernaderos con la finalidad de confirmar los resultados aquí expuestos; además también se considera necesario llevar a cabo trabajos sobre la absorción y acumulación de mercurio en los vegetales con el fin de evaluar los efectos de la contaminación y el riesgo para la salud.

Referencias bibliográficas

[1] Gil, C., Ramos-Miras, J., Roca-Perez, L., Boluda, R. 2010. Determination and assessment of mercury content in calcareous soils. CHEMOSPHERE 78(4): 409-415.

[2] Ramos-Miras, J.J., Gil, C., Roca-Pérez, L., Boluda, R. 2012. Content and Evolution of Mercury in Greenhouse Soils of Almeria, Spain. ACTA AGRICULTURAE. 927: 821-826.

[3] Ramos-Miras, J.J., Gil, C., Boluda, R. 2002. Estudio de las características de los antrosoles cumúlicos en los invernaderos de la comarca del poniente almeriense. Influencia de las prácticas agrícolas sobre los cambios de sus propiedades. EDAFOLOGÍA 9: 129-142.

[4] Gil, C., Boluda, R. and Ramos, J. 2004. Determination and evaluation of cadmium lead and nickel in greenhouse soils of Almería (Spain). CHEMOSPHERE 55(7): 1027-1034.

[5] Ramos-Miras, J.J, Roca-Pérez, L, Guzmán-Palomino, M, Boluda, R, Gil, C. 2011. Background levels and baseline values of available heavy metals in Mediterranean greenhouse soils (Spain). J GEOCHEM EXPLOR. 110: 186-192.

[6] USEPA. 2007. Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrophotometry, Method 7473, Washington.

[7] Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. WATER RES. 14(8): 975-1001.

[8] Yuan, G.L., Sun, T.H., Li, P.H.J., Lang, X.X. 2014. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China. J GEOCHEM EXPLOR. 136: 40–47.

[9] Ke, H., Gui, S., Huang, H., Zhang, H., Wang, Ch., Guo, W. 2017. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area, China. CHEMOSPHERE. 175: 473-481.

[10] Rodríguez-Martín, J.A., Carbonell, G., López, M., Grau, J.M. 2009. Mercury content in topsoils, and geostatistical methods to identify anthropogenic input in the Ebro basin (Spain). SPANISH J AGRIC RES. 7: 155-166.

[11] Gimeno-García, E., Andreu, V., Boluda, R. 1996. Heavy metals incidence in the application of fertilizers and pesticides in rice farming soils. ENVIRON POLLUT. 92(1): 19-25.

Efecto de la materia orgánica disuelta en la determinación de tolerancia de las comunidades bacterianas a metales pesados mediante el método de incorporación de leucina

Dissolved organic matter effect on bacterial community tolerance to heavy metals determination using the leucine incorporation method

Campillo-Cora, Claudia[1*], Alonso-Vega, Flora[1], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1], Fernández-Calviño, David[1]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas 1, 32004 Ourense. Galiza
*ccampillo@uvigo.es

Resumo / Resumen

Se estudió el efecto que ejerce la materia orgánica disuelta en una suspensión bacteriana sobre la determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas del suelo a Cr, Cu, Ni, Pb y Zn. Para ello se añadieron dos concentraciones de ácidos húmicos (0.05 y 0.10 g L^{-1}) a una suspensión bacteriana extraída de un suelo ligeramente alcalino (pH = 7.8) y con elevado contenido en materia orgánica (16%). Se determinó la tolerancia a los metales pesados estudiados en la suspensión bacteriana original y en las que se añadieron los ácidos húmicos mediante el método de incorporación de leucina y se utilizó el logaritmo de la IC50 como índice de tolerancia. Los resultados mostraron que la presencia de materia orgánica disuelta (MOD) en la suspensión bacteriana interfiere en la determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas a los metales. La presencia de MOD contribuye a subestimar la tolerancia de las comunidades bacterianas en el caso del cromo mientras que para los otros metales estudiados (Cu, Ni, Pb y Zn) puede sobreestimarla.

Palabras clave: suelo, comunidad bacteriana, metal pesado, materia orgánica disuelta, tolerancia.

Abstract

The influence of dissolved organic matter presence in a bacterial suspension on the determination of soil bacterial community tolerance to Cr, Cu, Ni, Pb and Zn was evaluated. Two different humic acid concentrations (0.05 and 0.10 g L^{-1}) were added to the bacterial suspension extracted from a slightly alkaline soil (pH = 7.8) with high organic matter content (16%). The bacterial community tolerance to the studied heavy metals was determined in the original suspension and in those with added humic acids using the leucine incorporation method. The IC50 logarithm was used as tolerance index. When dissolved organic matter (DOM) is present in the bacterial suspension the results indicated it interferes on the determination of the bacterial community tolerance to heavy metals. If DOM is present the bacterial community tolerance to Cr is underestimated while to the other studied metals (Cu, Ni, Pb and Zn) it can be overestimated.

Keywords: soil, bacterial community, heavy metal, dissolved organic matter, tolerance

Introducción

La acumulación de metales pesados en el suelo es un problema global que puede afectar negativamente a sus funciones (fertilidad, reciclado de materia orgánica, secuestro de carbono, etc.). Por tanto, es necesario controlar los suelos con riesgo de contaminación por metales pesados mediante la utilización de indicadores que reflejen si su acumulación está afectando a las funciones y servicios que realizan [1]. Las comunidades bacterianas del suelo pueden ser un buen indicador puesto que contribuyen a la biodiversidad y desempeñan un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes y en la descomposición de la materia orgánica [2]. En este campo, uno de los métodos más prometedores es la determinación de la tolerancia de las comunidades microbianas a los metales (PICT: Pollution Induced Community Tolerance), ya que el desarrollo de tolerancia a un metal es un indicador directo de la toxicidad de ese metal sobre los microorganismos. El desarrollo de este método basándose en la estimación del crecimiento bacteriano mediante el método de incorporación de leucina marcada con ^{3}H ha resultado ser de gran sensibilidad para evaluar la contaminación por Cu [3]. Sin embargo, no está exento de problemas y éstos deben ser resueltos antes de generalizar la metodología para el estudio de áreas contaminadas por este y otros metales pesados. En este sentido, Lekfeldt et al. [4] mostraron que si existen diferencias en el pH de la suspensión bacteriana o en la concentración de materia orgánica disuelta (MOD), pueden obtenerse resultados dispares sobre la tolerancia al cobre de comunidades bacterianas extraídas de suelos no contaminados. Aunque los problemas asociados a cambios de pH pueden resolverse mediante el uso de tampones adecuados; el conocimiento sobre los posibles efectos de la MOD es muy escaso y se ignora la magnitud de sus efectos. Por tanto, el objetivo de este estudio es evaluar el efecto de la materia orgánica disuelta (en forma de ácidos húmicos), sobre la determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas del suelo a cinco metales pesados (Cr, Cu, Ni, Pb y Zn). Se pretende evaluar la desviación que la presencia de HA en la suspensión bacteriana provoca en la determinación de la tolerancia, utilizando como índice la IC50 (concentración de metal que inhibe el 50% del crecimiento bacteriano).

Material y métodos

Suelo utilizado

Para llevar a cabo este estudio se seleccionó una muestra seca de un suelo desarrollado sobre caliza. La muestra seleccionada tiene un pH ligeramente alcalino (7.8) y un elevado contenido en materia orgánica (16%). Antes de proceder a realizar los experimentos, la muestra de suelo fue rehumedecida (20%) e incubada durante 10 días a temperatura constante (22ºC). Este tiempo se considera suficiente para recuperar la actividad microbiana del suelo [5].

Diseño experimental

La determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas a los 5 metales estudiados fue realizada esencialmente de acuerdo con Fernández-Calviño et al. [3], con modificaciones: las bacterias se extrajeron con un tampón MES 5mM a pH 6 [4] por el método de centrifugación extracción [6]. Individualmente se añadieron 11 concentraciones de cada metal así como un control sin metal. Todas las muestras se prepararon por triplicado hasta obtener una concentración final de metal en la suspensión bacteriana que varió entre 3.3 10^{-3} y 10^{-8} M. Posteriormente, en cada muestra se determinó el crecimiento bacteriano por el método de incorporación de leucina [7], obteniéndose curvas de inhibición para cada metal.

Para estudiar el efecto de la materia orgánica en la determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas a los 5 metales, ésta se evaluó de tres formas: a) directamente en la suspensión bacteriana; b) en la suspensión bacteriana con 0.05 g L^{-1} de ácidos húmicos (HA); y

c) en la suspensión bacteriana con 0.10 g L^{-1} de HA. Con objeto de cuantificar las diferencias existentes entre los distintos tratamientos se calculó la IC50 para cada curva de inhibición como índice de tolerancia siguiendo un modelo logístico [3].

Resultados y discusión

En la Figura 1 se muestra el efecto que ejerce la presencia de diferente concentración de ácidos húmicos sobre las curvas de inhibición de crecimiento bacteriano, en función de la concentración de los metales pesados estudiados (Cr, Cu, Ni, Pb y Zn). De acuerdo con las curvas de inhibición, se observa que los ácidos húmicos afectan de distinta forma en función del metal considerado. Para el caso del Cr (Figura 1A) la tendencia general es un desplazamiento hacia la izquierda de las curvas de inhibición (disminución de la tolerancia) a medida que aumenta la concentración de HA. Por el contrario, en el resto de metales objeto de estudio se observa un desplazamiento de las curvas hacia la derecha (aumenta la tolerancia) y la magnitud en que lo hacen varía en función del metal considerado. A partir de las curvas de la Figura 1 se calcularon los valores de log IC50 que se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1 – Valores del logIC50 ± error estándar para cada metal y concentración de ácidos húmicos (HA).

	[HA] g L^{-1}		
Metal	0	0.05	0.10
Cr	-4.35±0.12	-4.52±0.20	-4.90±0.18
Cu	-5.58±0.03	-5.14±0.05	-4.89±0.06
Ni	-4.90±0.10	-4.71±0.15	-4.24±0.12
Pb	-5.03±0.17	-4.33±0.04	-3.84±0.19
Zn	-4.79±0.03	-4.58±0.04*	-4.33±0.06

En el caso de Cr, Ni y Zn el efecto de los ácidos húmicos sobre las curvas de inhibición es de menor magnitud que para el Cu y el Pb. Cuando se añaden 0.05 g·L^{-1} de HA a la suspensión bacteriana se observan cambios de poca magnitud en

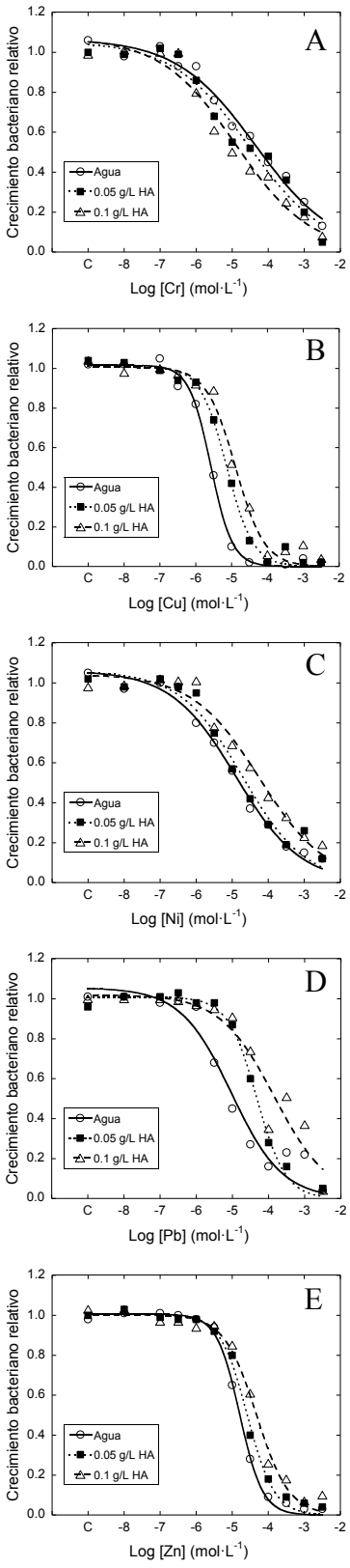


Fig.1 – Curvas de inhibición del crecimiento bacteriano en respuesta a la adición de Cr (A), Cu (B), Ni (C), Pb (D) y Zn (E) en presencia de distintas concentraciones de ácidos húmicos. C (eje X): control.

las curvas de inhibición de los 3 primeros (Tabla 1), mientras que para Cu y Pb los cambios son más evidentes. En presencia de 0.1 $g \cdot L^{-1}$ de HA, los cambios son manifiestos y significativos en las curvas de inhibición de todos los metales.

El comportamiento observado para Cu, Ni, Pb y Zn se debe a la afinidad que tienen estos metales pesados por la materia orgánica [8]. Si los metales pesados forman complejos con la materia orgánica se reduce su biodisponibilidad y por lo tanto los efectos tóxicos sobre las comunidades bacterianas disminuyen; desplazándose las curvas de inhibición hacia la derecha. En el caso del Cr, la formación de complejos con los ácidos húmicos puede hacer que este metal esté más disponible para las bacterias o bien formar compuestos más tóxicos vía cambios en su especiación [8, 9], por lo que las curvas de inhibición se desplazan hacia la izquierda.

Desde el punto de vista de la determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas a los metales, la presencia de HA en disolución (materia orgánica disuelta) provoca que las comunidades bacterianas parezcan más tolerantes de lo que realmente son en el caso del Cu, Ni, Pb y Zn. Por el contrario, en el caso del Cr la presencia de HA hace que las comunidades bacterianas parezcan más sensibles a este metal de lo que en realidad son. Los resultados obtenidos sugieren que, para llevar a cabo una adecuada determinación de la tolerancia de las comunidades bacterianas a los metales pesados, es necesario corregir primero las desviaciones provocadas por la presencia de MOD en la suspensión bacteriana. Para ello, son necesarios estudios más detallados que permitan calcular factores de corrección de la IC50 en función del metal considerado y de la concentración de MOD en la suspensión bacteriana.

Conclusiones

La presencia de materia orgánica disuelta afecta a la determinación de la tolerancia a Cr, Cu, Ni, Pb y Zn de las comunidades bacterianas subestimando la del Cr y sobreestimando la de los restantes (Cu, Ni, Pb y Zn). Por tanto, para llevar a cabo una correcta estimación de la IC50 es necesario definir factores de corrección de la tolerancia en función del metal considerado y de la materia orgánica disuelta.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad a través del proyecto CTM2015-73422-JIN. David Fernández Calviño posee un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Thomsen, M., Faber, JH., Sorensen, PB. 2012. Soil ecosystem health and services – Evaluation of ecological indicators susceptible to chemical stressors. ECOL INDIC. 16: 67–75.

[2] Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, MT., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G. 2003. Microbial diversity and soil functions.EUR J SOIL SCI. 54: 655–670.

[3] Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Díaz-Raviña, M., Bååth, E. 2011. Bacterial pollution induced community tolerance (PICT) to Cu and interactions with pH in long-term polluted vineyard soils. SOIL BIOL BIOCHEM. 43: 2324–2331.

[4] Lekfeldt, JDS., Magid, J., Holm, PE., Nybroe, O., Brandt, KK. 2014. Evaluation of the leucine incorporation technique for detection of pollution-induced community tolerance to copper in a long-term agricultural field trial with urban waste fertilizers. ENV POLLUT. 194: 78–85.

[5] Meisner, A., Bååth, E., Rousk, J. 2013. Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. SOIL BIOL BIOCHEM. 66: 188–192.

[6] Bååth, E. 1994. Thymidine and leucine incorporation in soil bacteria with different cell-size. MICROB ECOL. 27: 267–278.

[7] Bååth, E., Pettersson, M., Söderberg, KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. SOIL BIOL BIOCHEM. 33: 1571–1574.

[8] Kabata – Pendias, A. (2011). Trace elements in soils and plants. U.S.A., Boca Raton.

[9] Laborda, F, Górriz, MP, Bolea, E, Castillo, JR. 2007. Mobilization and speciation of chromium in compost: A methodological approach. SCI TOTAL ENVIRON 373: 838–390

Materia orgánica y dinámica del fósforo en suelos después de quemas prescritas realizadas en diferentes ecosistemas Mediterráneos

Soil organic matter and phosphorus dynamic in prescribed fires carried out in different Mediterranean ecosystems

Merino, Agustín*[1]; Jiménez, Enrique[2]; Fernández, Cristina[2]; Fonturbel, María T.[2]; Campo, Julio[3]; Vega, José Antonio[2]

[1]University of Santiago de Compostela (agustin.merino@usc.es)

[2]Forest Research Centre of Lourizán, Xunta de Galicia (maria.teresa.fonturbel.lliteras@xunta.gal)

[3]Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México (jcampo@ecologia.unam.mx)

Resumen

Durante las últimas décadas, diferentes motivos han llevado a la acumulación de combustibles en diferentes ecosistemas de la región Mediterranea, exacerbando los efectos de los incendios forestales, con los consiguientes efectos sobre la degradación del suelo. Las quemas prescritas son una opción para disminuir las cantidades de combustible y reducir la recurrencia de mega incendios. Sin embargo, no se conoce bien cómo estos tipos de fuegos pueden afectar la materia orgánica del suelo (MOS) y ciertos nutrientes clave, como el P, cuyos ciclos están vinculados a ella. Las quemas prescritas se llevaron a cabo en dos bosques, uno de *Pinus nigra* (Soria) y otro de *Pinus pinaster* (Cuenca), y en un matorral de *Cytisus oromediterraums* (Gredos). Durante las quemas, las temperaturas se registraron en el mantillo y en la capa superior del suelo mineral. Para evaluar los cambios en las fracciones de MOS se utilizaron análisis térmicos diferencial (DSC-TG) y para las fracciones de P (31P RMN). Las quemas afectaron al mantillo, pero no al suelo mineral. El contenido de P orgánico (monoésteres y diésteres) se redujo cuando las temperaturas superaron 200 °C. Este efecto se vinculó con la disminución em el contenido de la MOS más lábil.

Palabras clave: quemas prescritas, análisis térmico, fraccionamiento de materia orgánica, formas de P

Abstract

During the last decades, different reasons have led to the accumulation of fuels in different ecosystems from the Mediterranean region, exacerbating the effects of wildfires, with the subsequent effects on soil degradation. Prescribed fires are an option to decrease the fuel amounts and reduce the recurrence of mega-wildfires. However, there is a lack of information of how these types of fires might affect soil organic matter (SOM) and certain key nutrients, whose cycle is linked to it. Prescribed fires were conducted in two wooded ecosystems (Pinus nigra and Pinus pinaster, Soria and Cuenca, Spain), and one shrubland (Cytisus oromediterraums, Gredos). During the fires the temperatures were recorded in the duff and uppermost mineral soil layer. Changes in OM content and quality (calorimetric analysis, DSC-TG) and P fractions (31P NMR) were monitored in the soil organic layer and mineral soils samples (0-2 cm). The prescribed fires affect to litter, but not the mineral soil. The organic P content (monoesters and diesters) was reduced in temperatures higher than 200 °C. This effect was linked to the decrease of the most labile SOM.

Keywords: prescribed fires, soil thermal analysis, fractionation of the soil organic matter and P forms

Introducción

El fuego afecta al ciclo del C en los suelos forestales al oxidar los compuestos termolábiles y al alterar indirectamente las condiciones que limitan la actividad microbiana [1]. El P orgánico lábil, compuesto por ortofosfato mono y diésteres, es la fuente principal de P disponible. Los datos anteriores mostraron que la mineralización del P orgánico puede ocurrir a una temperatura superior a 150 °C, coincidiendo con la degradación de los compuestos orgánicos más lábiles de la matéria orgánica del suelo (MOS) [2].

El objetivo principal del estudio fue a) identificar la naturaleza química de la dinámica del P orgánico e inorgánico en suelos forestales sometidos a incendios de baja severidad como los generados en quemas prescritas y b) determinar la evolución / dinámica de las formas de P orgánicas del suelo durante el fuego y la posible influencia de los compuestos de MOS en él.

Material y métodos

Los incendios prescritos se llevaron a cabo en dos bosques, uno de *Pinus nigra* (Soria) y otro de *Pinus pinaster* (Cuenca), y en un matorral de *Cytisus oromediterraums* (Sª de Gredos, Ávila). Durante los incendios, las temperaturas se registraron en el mantillo y en la capa superior del suelo mineral (0-2 cm). En cada ubicación, los niveles de severidad de quemado del suelo (SQS) se determinaron con base en indicadores visuales de los horizontes orgánicos carbonizados y el suelo mineral superficial. Se midieron cambios en el contenido y fracciones de la MOS (análisis térmicos de DSC-TG) y formas de P extraído en (NaOH + EDTA) por espectroscopía ^{31}P RMN en los horizontes orgánicos del suelo y las muestras de suelo mineral a las diferentes temperaturas y niveles de SQS.

Resultados y discusión

Los resultados mostraron que las temperaturas alcanzadas en las quemas no fueron suficientes para interrumpir de manera importante la dinámica del P en el suelo y afectar las reservas de P en el sistema. El P orgánico en el suelo mineral no se vió afectado. En el mantillo, las formas orgánicas de P disminuyeron significativamente con las temperaturas más altas, aunque el abundante desfronde podría reponer esta fracción a corto plazo. Como resultado, el P inorgánico aumentó sensiblemente. En algunos sistemas, que están limitados por la disponibilidad de P (bosque de *P. pinaster*), el aumento de P mineral podría suponer una mejora para la nutrición de los árboles. Esto difiere de los incendios de alta intensidad, en los que el fuego puede alterar fuertemente la dinámica del P y afectar las reservas de P en el suelo [2,3,4], con consecuencias para la nutrición de la vegetación [5]. Se encontró una relación positiva y significativa entre el contenido de la fracción de MOS más lábil (DSC-TG) y el de la fracción de P orgánico, lo que demuestra que la reserva de P puede verse afectada con perturbaciones que afectan a la fracción más dinámica de la MOS.

Agradecimentos

El presente estudio se llevó a cabo en el marco del Proyecto GEPRIF (INIA, ESPAÑA: RTA20014-00011-C06-02). JC agradece al Programa PASPA-DGAPA de la Universidad Nacional Autónoma de México, por el financiamiento para su estancia sabática en la Universidad de Santiago de Compostela.

Referencias bibliográficas

[1] González-Pérez, J.A., Gonzalez-Vila, F.J., Almendros, G., Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter: a review. ENVIRON INT. 30: 855–870.

[2] García-Oliva, F., Merino, A., Fonturbel, M.T., Omil, B., Fernández, J.A., Vega, J.A. 2018. Severe wildfire hinders renewal of soil P pools by thermal mineralization of organic P in forest soil: Analysis by sequential extraction and ^{31}P NMR spectroscopy. GEODERMA 309: 32-40.

[3] Turrion, M.B., Lafuente, F., Aroca, M.J., López, O., Mulas, R., Ruipérez, C. 2010. Characterization of soil phosphorus in a fire-affected forest Cambisol by chemical extraction and ^{31}P-NMR spectroscopy analysis. SCI TOTAL ENVIRON. 408: 3342–3348.

[4] Santín, C., Otero, X. L., Doerr, S. H., & Chafer, C.J. 2017. Impact of a moderate/high-severity prescribed eucalypt forest fire on soil phosphorous stocks and partitioning. SCI TOTAL ENVIRON. doi 1016/j.scitotenv.2017.10.116.

[5] Durán, J., Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J.M., Gallardo, A. 2008. Changes in soil N and P availability in a Pinus canariensis fire chronosequence. FOREST ECOL MANAG. 256: 384–387.

Vulnerabilidade do Solo e da Água nos Sistemas Agro-Florestais, sob Condições Climáticas Mediterrânicas

Vulnerability of Soil and Water in Agro-Forestry Systems, under Mediterranean Climatic Conditions

António Canatário Duarte[1*]
[1] ESA/IPCB, Quinta da Sra. De Mércoles, Apartado 119, 6000-901 Castelo Branco, PORTUGAL, acduarte@ipcb.pt

Resumo
A bacia hidrográfica de estudo localiza-se no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha (Idanha-a-Nova). Para a prossecução desta investigação foi instalada uma estação hidrológica e de qualidade da água na respectiva secção de referência. Para estudo da distribuição espacial do escoamento e dos contaminantes foi usado o modelo AnnAGNPS, tendo sido calibrado e validado para as condições destra bacia hidrográfica. As condições antecedentes de humidade do solo têm uma importância decisiva na magnitude dos eventos de ponta de escoamento. O indicado Relative Water Supply (RWS) apresenta em várias campanhas de rega valores abaixo de 1.0, ficando algumas campanhas abaixo de 0.5. O Coeficiente de Escoamento (CE), em algumas estações em que a chuva se concentra em poucos eventos, atinge valores bastante elevados, como foi o caso do ano 2005-2005 em que o CE foi de 0.4. A distribuição espacial do escoamento é fundamentalmente influenciada pela topografia do terreno e pela forma de ocupação do solo, como é habitual nos sistemas de agricultura mediterrânica, nomeadamente sistemas que incluem cereais de inverno. Pela análise da distribuição da taxa de erosão na bacia, infere-se que o processo não depende apenas da distribuição do escoamento, mas mostra-se decisivamente influenciado pelo grau de cobertura do solo nos períodos em que a erosividade da precipitação é elevada. A simulação da distribuição espacial de nitratos na área da bacia de estudo evidencia uma forte correspondência na distribuição do escoamento, dado a elevada solubilidade daquele contaminante. As perdas de fósforo foram francamente menores que as de nitratos, já que a sua solubilidade e disponibilidade no solo são mais baixas

Palavras-chave: “Ambiente Mediterrânico”, “sistemas agro-florestais”, “conservação do solo e da água”, “erosão do solo”, “poluição e escassez da água”.

Abstract
The study watershed is located within the Idanha Irrigation Scheme, Portugal. A hydrological and water quality station was installed at the outlet of the catchment. The AnnAGNPS model was applied in this study, and afterwards it was calibrated and validated to the conditions in the study catchment. The antecedent soil moisture conditions play an important role for rapid runoff and flash flooding. Relative Water Supply (RWS) is always bellow the unity value and sometimes below the value 0.5. Sometimes in very dry years, like the year 2004-2005 (302 mm), a runoff coefficient is equal to 0.40. Spatial distribution of runoff was primarily influenced by topography and soil management, which is common in Mediterranean agricultural systems, namely in grain crop systems such as oats and wheat. The simulation of spatial distribution of nitrate load shows a dependence of the spatial distribution of runoff, due to its high solubility. Spatial distribution of soil erosion by water indicates that the process does not depend directly on the runoff distribution in the catchment. Therefore, soil erosion is greatly influenced by deficient land cover whenever erosivity of rainfall is strong. Phosphorus losses were less than nitrate losses, due to their lower water solubility and mobility in soil.

Keywords: “Mediterranean environment”, “agro-forestry systems”, “soil and water conservation”, “soil erosion”, “water scarcity and pollution”.

Introdução

As questões ambientais sob condições mediterrânicas, tais como a erosão do solo e a degradação da qualidade da água, têm uma crucial importância dada a irregularidade e incerteza dos padrões climáticos. Os modelos de simulação constituem-se como ferramentas efectivas para avaliação os efeitos das práticas de gestão do solo e da água a várias escalas territoriais [1].

O principal objectivo deste estudo é compreender a dinâmica dos sedimentos e nitratos, em estreita relação com o comportamento hidrológica de uma pequena bacia hidrográfica com uso agroflorestal.

Material e métodos

A bacia hidrográfica de estudo localiza-se no concelho de Idanha-a-Nova (Fig. 1). O clima é do tipo mediterrânico, os declives do terreno situam-se entre 0 e 4%, e os solos são maioritariamente Cambissolos e Luvissolos [2].

Fig. 1 – Localização da bacia de estudo em Portugal.

Na secção de referência da bacia foi instalada uma estação hidrológica e de qualidade da água, para avaliação contínua do escoamento e dos contaminantes sedimentos, nitratos e sais (Fig. 2). Para simulação dos processos de produção de escoamento e arrastamento dos contaminantes referidos, foi usado o modelo *AnnAGNP* (*Annualized Agricultural Non-Point Source*), desenvolvido pelo ARS/USDA [3].

Fig. 2 - Estação hidrométrica e de qualidade da água na secção de referência da bacia de estudo.

Resultados e discussão

Sob condições de clima mediterrânico, a curva acumulada da erosividade da precipitação (Índice EI30), evidencia uma fase estacionária nos meses de verão, e duas fases de crescimento, uma nos cinco primeiros meses do ano, e outra, mais intensa, nos últimos meses do ano (Fig. 3). Esta última fase é particularmente importante quando o solo é ocupado com cereais de inverno, dado que a superfície do solo não se encontra protegida [4].

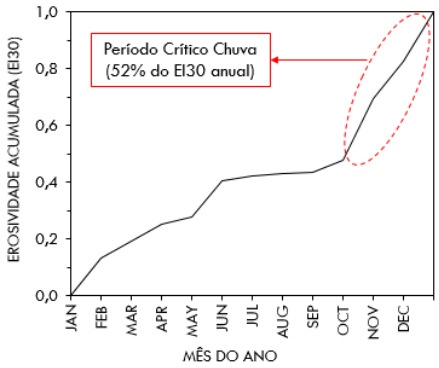


Fig. 3 - Distribuição acumulada do factor EI30 médio.

A diferença evidente entre os dois eventos de escoamento, originados por volumes semelhantes de precipitação (Fig. 4), atesta a influência das condições antecedentes de humidade do solo na relação entre os dois processos, à escala de uma pequena bacia hidrográfica.

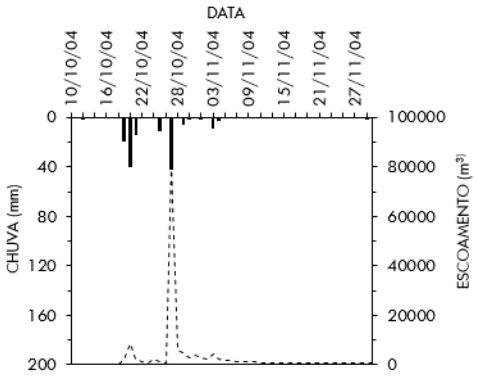


Fig. 4 - Exemplo da influência das condições antecedentes de humidade no solo, na magnitude dos eventos de escoamento.

Os extremos de precipitação verificados, algumas vezes, em condições de clima mediterrânico geram volumes significativos de escoamento, como o ilustrado nas Fig. 5 e 6 respeitantes ao ano 2004-2005. Neste evento o coeficiente de escoamento (CE) foi de 0.85, e a taxa de rosão anual foi de 79.1%.

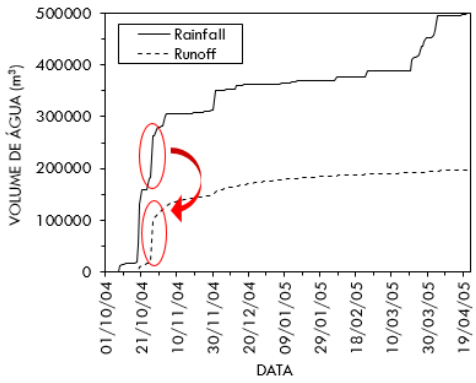


Fig. 5 - Precipitação e escoamento verificados num evento de ponta em Outubro de 2004.

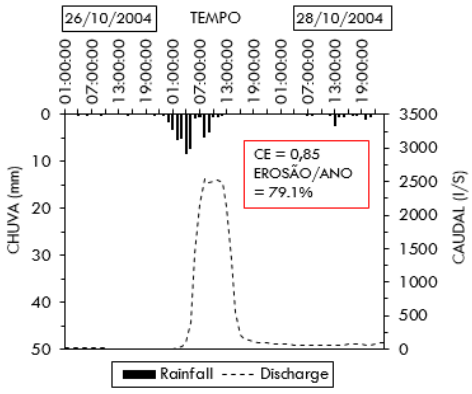


Fig. 6 – Coeficiente de escoamento (CE) e taxa de erosão anual verificados no mesmo anterior.

O escoamento e a erosão do solo, bem como a poluição difusa à escala da bacia hidrográfica, podem ser preditos por modelos de simulação. A simulação do escoamento (Fig. 7) mostra duas zonas distintas: uma com escoamento baixo, respeitante a uma zona não cultivada, e outra com escoamento mais elevado e variável, cuja ocupação respeita a culturas variadas.

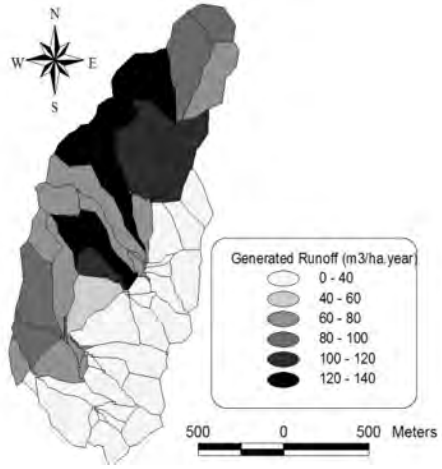


Fig. 7 – Distribuição espacial do escoamento médio, por sub-bacias, simulado pelo modelo AnnAGNPS.

O volume de escoamento tendo influencia no processo de erosão hídrica, não é um factor determinante. Outros factores, como seja a ocupação do solo ao longo do ano, tem uma importância determinante (Fig. 8).

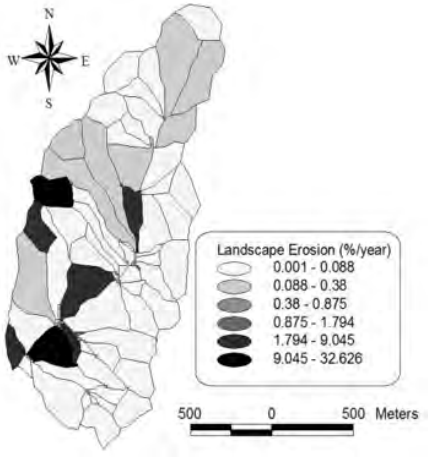


Fig. 8 – Distribuição espacial da taxa média de erosão, por sub-bacias, simulado pelo modelo AnnAGNPS.

A poluição por nitratos ocorre quando há escoamento, dado a sua elevada solubilidade, e quando este contaminante

está presente no solo, na sequência de fertilizações mais ou menos intensas [5] (Fig. 9).

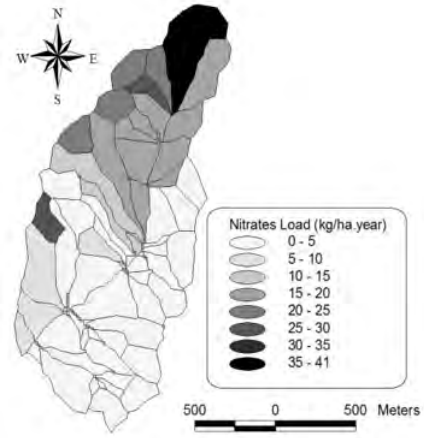


Fig. 9 – Distribuição espacial da carga média de nitratos, por sub-bacias, simulado pelo modelo AnnAGNPS.

Conclusões

Em condições de clima mediterrânico, a erosividade da precipitação tem uma forte concentração nos últimos meses do ano, o que determina que deve haver especial preocupação em manter o solo protegido nessa altura do ano. Neste tipo de clima, por vezes em anos secos, ocorrem eventos extremos com grande poder de gerar escoamento e de arrastar sedimentos e outros contaminantes. Para uma adequada prevenção dos processos hidrológicos extremos e de contaminação associados, é necessário um cabal conhecimento da dinâmica dos contaminantes, em que os modelos de simulação têm uma real importância.

Referências bibliográficas

[1] He C. 2003. Integration of geographic information systems and simulation model for watershed management. Environmental Modelling & Software. **18**:809-813.

[2] FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2016. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update 2015. World Soil Resources Reports No. 106. Rome (Italy).

[3] Cronshey RG, Theurer FG. 1998. AnnAGNPS—Non-point pollutant loading model. In: Proceedings of First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference; 19-23 April; Las Vegas, NV, ASAE, St. Joseph-MI (USA).

[4] Duarte AC, Mateos L, Fereres E. 2007. Application of the AnnAGNPS model to a small agricultural watershed, to analyze the spatial and temporal distribution of the pollutants and runoff. In: Proceedings of the 5th International Congress of the European Society for Soil Conservation; 25-28 June; Palermo (Italy).

[5] Zema DA, Bombino G, Denisi P, Licciardello F, Zimbone SM. 2012. Prediction of surface runoff and soil erosion at watershed scale: Analisys of the AnnAGNPS model in different environmental conditions. In: Godone D, Stanchi S, editor. Research on Soil Erosion. IN-TECH, Rijeka (Croatia); pp. 4-31.

Fraccionamiento de fósforo en suelos de mina restaurados con enmiendas orgánicas formuladas a partir de residuos

Phosphorus fractionation in mine soils restored with organic residue-based amendments

Domenech, Patricia[1], Kidd, Petra[2], Álvarez-López[2], Vanesa[2] , Rodríguez-Garrido, Beatriz[2], Prieto-Fernández, Ángeles[2], Monterroso, Carmen[1]

[1] Departamento de Edafoloxia e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela, España

carmela.monterroso@usc.es

[2] Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG), CSIC, Santiago de Compostela 15780, España

Resumen

El uso de enmiendas formuladas a partir de residuos orgánicos para la restauración de suelos contaminados es una práctica habitual que permite, además de valorizar residuos, mejorar propiedades del suelo y reincorporar nutrientes a los ciclos biogeoquímicos naturales. No obstante, pueden aparecer problemas relacionados con la adición de nutrientes en exceso, como fósforo (P) o nitrógeno (N). El objetivo de este trabajo es hacer un seguimiento de la concentración de fósforo en sus diferentes formas en suelos de mina restaurados mediante la aplicación de enmiendas orgánicas en combinación con la plantación de dos especies vegetales, Salix spp. o Agrostis capillaris, para determinar el riesgo de lixiviado a aguas de drenaje. Se observó que la concentración de fósforo en el suelo aumenta considerablemente con la aplicación de enmiendas orgánicas y con el desarrollo vegetal, y que predominan las formas no disponibles e inorgánicas. Aun así, la fracción lábil de fósforo es suficiente, en valores absolutos, para generar problemas por lixiviación a las aguas.

Palabras clave: restauración de suelos de mina, fitogestión, fósforo, lixiviación.

Abstract

The use of organic residue - based amendments for the restoration of polluted soils is a common practice that allows, a part from valorizating residues, to improve soil properties and reincorporate nutrients to the natural biogeochemical cycles. However, problems related to an excessive addition of nutrients, like phosphorus (P) or nitrogen (N), subsequently contaminating water bodies, can appear.The objective of this work is to evaluate the content of phosphorus in its different forms in mine soils restored with organic amendments together with the cultivation of two plant species, Salix spp. or Agrostis capillaris, to determine the risk of phosphorus leaching to waters. It was observed that soil's phosphorus concentracion increases considerably with the use of organic amendments and with plant development, and that inorganic and not available forms predominate. Nevertheless, the labile phosphorus fraction is enough, in absolute values, to cause leaching- derived problems.

Keywords: minesoil restoration, phytogestion, phosphorus, leaching.

Introducción

El uso de diferentes tipos de enmiendas para mejorar las propiedades físicas, químicas o biológicas de un suelo es una práctica habitual en la restauración de suelos degradados. Desde la disminución de la biodisponibilidad de metales contaminantes hasta la mejora de la fertilidad del suelo, son muchos los beneficios que se pueden obtener de su aplicación. Como ejemplos frecuentes de materiales aplicados como enmiendas se encuentran los compost orgánicos de lodos de depuradora, residuos sólidos urbanos o estiércol. El compostaje estabiliza los residuos orgánicos y reduce su contenido en materia orgánica disuelta (DOM), la cual puede acomplejarse con metales y provocar su lixiviación a través del suelo [1]. Estos mismos materiales también se pueden combinar con residuos inorgánicos como los procedentes de construcción o de otros procesos industriales. Por otro lado, también se pueden aplicar "Tecnosoles", definidos como una mezcla sólida de materiales naturales o sintéticos, minerales u orgánicos que, colocados en superficie, permiten la rápida integración de los componentes residuales en los ciclos biogeoquímicos, así como el cumplimiento de las funciones ambientales y productivas del suelo [2].

Conjuntamente con las enmiendas, la fitogestión permite, por medio de la plantación de diferentes especies vegetales, la rehabilitación de un suelo gracias al aporte de nutrientes y materia orgánica, y a su capacidad para reducir la toxicidad de metales contaminantes. En suelos de mina, caracterizados por una elevada acidez, escasez de nutrientes y materia orgánica, baja capacidad de retención de agua y una alta concentración de elementos traza [3], determinadas plantas son capaces de crecer y crear una cubierta vegetal estable. Como ejemplos de estas especies se encuentran herbáceas como *Poa pratensis, Agrostis capillaris, Festuca arundinacea, Festuca rubra y Festuca ovina [4]* o leñosas como *Salix* o *Populus* [5].

Con todos estos tratamientos se consigue mejorar las propiedades del suelo y corregir daños derivados de la contaminación por elementos de elevado potencial tóxico, pero existe un riesgo de causar otros problemas ambientales provocados por la adición de una excesiva cantidad de nutrientes como fósforo o nitrógeno.

En el presente trabajo se ha evaluado la aportación de fósforo por parte de distintos tratamientos aplicados en escombreras de una mina en Galicia. Se ha estudiado la evolución temporal de la cantidad y de las distintas formas del fósforo en el suelo con el objetivo de evaluar el riesgo de contaminación por la adición excesiva de nutrientes en los tratamientos utilizados.

Material y métodos

Lugar de estudio

El estudio se realizó en la antigua mina de Cu de Touro (A Coruña; 42º 52’ 34’’ N, 8º 20’ 40’’ W), activa entre 1974 y 1988, que forma parte de la red PhytoSUDOE de emplazamientos fitogestionados (Proyecto PhytoSUDOE, SOE1/P5/E0189). La escombrera de la mina cubre un área de alrededor de 550 ha y el substrato geológico es anfibolita con presencia significativa de sulfuros metálicos (pirita, pirrotita, y calcopirita). Los suelos de la mina, clasificados como *Spolic Tecnosoil* [6], son poco profundos, muy pedregosos. La oxidación de los sulfuros genera suelos y aguas hiper-ácidos (pH 2-3) e hiperoxidantes (> 500 mvol) con una conductividad eléctrica elevada (EC) y altas concentraciones de sulfatos, Fe y Al y metales traza. El clima de la de la región es Atlántico con una precipitación media anual de 1900 mm y una temperatura media de 12,6 ºC.

Diseño experimental

Los ensayos de campo fueron establecidos en primavera de 2011 sobre escombreras carentes de vegetación [7]. El terreno se dividió en 3 bloques, uno para cada tratamiento (PC, PT1 y PT2). La enmienda denominada “PC” (Compost)

está elaborada a partir de lodos de depuradora compostados; la "PT1" (Tecnosuelo 1) por lodos de depuradora estabilizados con ceniza de biomasa y oxihidróxidos de Fe de baja cristalinidad; y la "PT2" (Tecnosuelo 2) por lodos de depuradora estabilizados con ceniza de biomasa y lodos de alúmina. Cada bloque se dividió, en parcelas de 5 x 5 m, en las que se sembró por triplicado *Agrostis capillaris*, o *Salix spp*. Como referencia se dejaron parcelas enmendadas sin plantar. Las enmiendas se obtuvieron de la empresa Tratamientos Ecológicos de Noroeste (TEN s.l.) y se aplicaron a razón de 250 kg Mg^{-1} de escombrera seca.

En cada parcela se tomaron muestras de suelo (20 cm superficiales) a los 12 meses y a los 6 años de la aplicación de las enmiendas y de la plantación de las especies vegetales. Las muestras se guardaron a temperatura ambiente para llevar acabo los análisis físico-químicos.

Fraccionamiento de fósforo

El análisis del fósforo se hizo utilizando la fracción <2mm de las muestras de suelo y se midieron 2 réplicas de cada muestra. Se llevó a cabo un fraccionamiento secuencial del fósforo del suelo según el procedimiento Tiessen and Moir [8]. Para ello se tomaron 0,5 g de muestra y se sometieron a una serie de extractantes, primero los que extraen el P más lábil y en último lugar los que extraen el P más recalcitrante. Los extractantes utilizados por orden secuencial fueron los siguientes: 30 mL de agua ultra pura con 2 tiras de membrana de intercambio aniónico en forma bicarbonatada de 9 x 62 mm (BDH No. 55164); 30 mL de $NaHCO_3$ 0.5 M a pH 8,5; 30 mL de NaOH 0,1 M; 30 mL de HCl 1 M; y, 15 mL de HCl concentrado. Cada muestra fue agitada 16 horas con cada extractante. Por otro lado, se hizo una digestión con 2,7:1 HNO_3: HCl para calcular el P total de cada muestra. La suma de todas las fracciones de P fue comparada con el P total determinado por la digestión.

El P inorgánico (Pi) y P total (Pt) fueron determinados colorimétricamente utilizando el método de Murphy-Riley [9] y el P orgánico (Po) fue calculado por diferencia. Para los extractantes $NaHCO_3$, NaOH y HCl concentrado se determinó el Pi, Pt y Po; para el resto sólo el Pi ya que se considera que no extraen Po. Para la determinación de Pi en los extractos alcalinos se realizó una acidificación para así precipitar la materia orgánica y evitar que interfiriese en la medida. Para la determinación de Pt en los extractos con Po se autoclavaron previamente los mismos para mineralizar el fósforo.

Resultados y discusión

Los suelos naturales de la zona próxima a la mina, tomados como referencia, muestran un contenido bajo en fósforo. La mayor parte del mismo ha sido extraído con NaOH 0,1 M y HCl concentrado, lo que indica que se encuentra sobre todo en formas no disponibles asociadas a hidróxidos de aluminio y hierro, y en formas orgánicas muy ocluídas. De forma similar, en los suelos estériles de mina sin tratar el contenido en fósforo es muy bajo y se encuentra también en formas poco disponibles y asociado a materia orgánica.

La adición de las enmiendas aumenta considerablemente la concentración de fósforo en el suelo, especialmente en el tratamiento con compost, alcanzándose valores de hasta a 5,5 mg de P/g de suelo. Este incremento es significativamente mayor tras el establecimiento de la vegetación, con valores de hasta 8,5 mg de P/g de suelo después de 6 años de crecimiento.

En el suelo tratado con compost predomina el fósforo extraído con NaOH 0,1M, suponiendo más del 50 % del P total. En los suelos enmendados con residuos combinados adquiere también importancia el fósforo extraído por el HCl 1M (en PT2), y el extraído por el HCl concentrado (en PT1). En todos los casos, la fracción lábil (extraída con agua y bicarbonato) supone menos de un 10% del total.

En los suelos con vegetación el fósforo se encuentra principalmente asociado a hidróxidos de hierro y aluminio (extraído

con NaOH 0,1M) y a calcio (extraído con HCl 1M). Se observa también que en los suelos plantados aumenta el fósforo intercambiable (extraído con agua y membranas de intercambio aniónico). Esto puede ser debido a que en la zona de la rizosfera los ácidos orgánicos descomponen las diferentes formas del fósforo haciéndolo más soluble. El incremento de la solubilidad del fósforo en la zona de la rizosfera, fenómeno que ha sido observado en numerosos estudios [10], es más acusado con *Agrostis capillaris*.

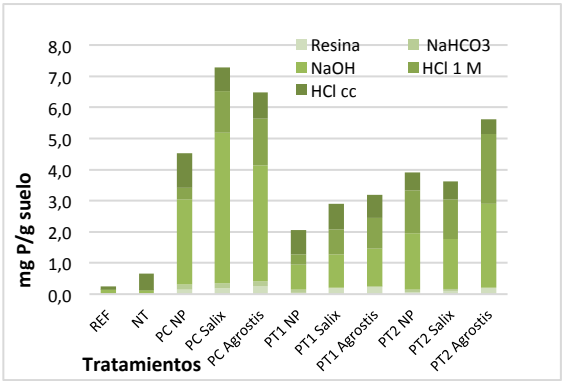


Fig 1. Fraccionamiento de P según el tratamiento del suelo. REF=suelo de referencia; NT=suelo mina sin tratar; PC-NP, PC Salix y PC Agrostis = suelo tratado con compost sin plantar y plantado; PT1-NP, PT1-Salix y PT1-Agrostis = suelos tratado con la enmienda T1 sin plantar y plantado; PT2-NP, PT2-Salix y PT2-Agrostis = suelo tratado con la enmienda T2 sin plantar y plantado, respectivamente.

Conclusiones

La aplicación de enmiendas orgánicas y revegetación de los suelos de mina ha inducido importantes incrementos de fósforo, principalmente en formas no disponibles. No obstante, aunque las fracciones más lábiles suponen un porcentaje pequeño del P total, la adición de enmiendas aporta en valores absolutos cantidades significativas, lo que podría generar riesgos potenciales de lixiviación. Así mismo, la fracción más soluble se ve incrementada por el desarrollo vegetal, siendo *Agrostis capillaris* la especie que más efecto tiene. Por lo tanto, a pesar de los múltiples beneficios derivados de la aplicación de enmiendas en suelos degradados, es importante tener en cuenta el riesgo que supone la adición excesiva de nutrientes, considerando conveniente adicionar en las enmiendas un adsorbente con capacidad de retención del fósforo y su liberación gradual.

Agradecimentos. Financiado con fondos FEDER, Programa Interreg-SUDOE (Proyecto PhytoSUDOE SOE1/P5/E0189).

Referencias bibliográficas

[1] Tandy, S., Healey, J.R., Nason, M.A., Williamson, J.C., Jones, J.L. 2009. Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. Environ. Pollut. 157: 690-697.

[2] Macías, F., Bao, M., Macías-García, F., Camps Arbestain, M. 2007. Valorización biogeoquímica de residuos por medio de la elaboración de Tecnosoles con diferentes aplicaciones ambientales. Aguas & Residuos, 5: 12-25.

[3] Wong, M.H.,2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemposphere 50: 775-780.

[4] Stuczynski, T., Siebielec, G., Daniels, W.L., McCarty, G., Chaney, R.L. 2007. Biological aspects of metal waste reclamation with biosolids. J. Environ. Qual. 36: 1154-1162.

[5] Pierzynski, G.M., Schnoor, J.L., Youngman, A., Licht, L., Erickson, L.E. 2002. Poplar trees for phytostabilization of abandoned Zinc-Lead smelter. Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manage. 6: 177-183.

[6] IUSS Working Group WRB. 2006. IUSS World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

[7] Touceda-González, M., Álvarez-López, V., Prieto-Fernández, Á., Rodríguez-Garrido, B., Trasar-Cepeda, C., Mench, M., Puschenreiter, M., Quintela-Sabarís, C., Macías-García, F. and Kidd, P. 2017. Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. Journal of Environmental Management 186:.301-313.

[8] Tiessen, H., Moir, J.Q. 1993. Characterization of available P by sequential extraction, in Carter, M.R. (Ed.), Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Lewis, Boca Raton, pp. 75-86.

[9] Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.

[10] Hinsinger, P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. Plant and Soil 237: 173-195.

Impacto de dos enmiendas orgánicas y de la temperatura en la degradación de clortoluron y flufenacet en un suelo agrícola

Impact of two organic amendments and temperature on the degradation of chlorotoluron and flufenacet in an agricultural soil

Carpio, M. José; Marín Benito, Jesús M.*; Sánchez Martín, M. Jesús; Rodríguez Cruz, M. Sonia

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), C/ Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca, España. *Email: jesusm.marin@irnasa.csic.es

Resumen

La degradación de los pesticidas en el suelo puede modificarse por la aplicación de enmiendas orgánicas y las condiciones climáticas. Se diseñó un estudio de laboratorio para evaluar el impacto de compost verde (GC) y sustrato postcultivo de hongos (SMS) sobre la cinética de degradación de los herbicidas clortoluron y flufenacet en un suelo agrícola a dos temperaturas de incubación (6ºC y 16ºC). Se aplicaron *in situ* al suelo 140 ó 85 t de SMS o GC ha^{-1} como enmiendas orgánicas, respectivamente. Se tomaron muestras de suelo sin enmendar y enmendados correspondientes a los 10 cm superficiales de 9 parcelas experimentales (3 repeticiones / tratamiento) ubicadas en una finca agrícola. Las muestras de suelo+herbicidas se incubaron al 40% de la capacidad de campo del suelo a 6°C ó 16°C en la oscuridad. La degradación de flufenacet fue más lenta que la del clortoluron en todos los tratamientos. La aplicación de las enmiendas orgánicas aumentó la vida media de ambos herbicidas a 6°C (1.3-1.9 veces) y 16°C (1.4-1.9 veces) debido a su mayor adsorción y menor biodisponibilidad para ser degradados. Los herbicidas mostraron una degradación 1.9-2.8 veces más rápida a 16°C que a 6°C debido al aumento de la biomasa y/o la actividad microbiana con la temperatura.

Palabras clave: degradación, herbicida, suelo, enmienda orgánica, temperatura

Abstract

The degradation of pesticides in soils can be modified by the application of organic amendments and by weather conditions. A laboratory study was designed to assess the impact of green compost (GC) and composted spent mushroom substrate (SMS) on the degradation kinetics of the herbicides chlorotoluron and flufenacet in an agricultural soil at two incubation temperatures (6ºC and 16ºC). SMS and GC were applied *in situ* to the natural soil as organic amendments at rates of 140 or 85 t residue ha^{-1}, respectively. Unamended and amended soils were taken from the 10 cm topsoil of 9 experimental plots (3 replicates / treatment) located in an agricultural farm. Samples of soil+herbicides were incubated at 6°C or 16°C and 40% of the maximum soil water holding capacity in the dark. Degradation of flufenacet was slower than that of chlorotoluron in all treatments. The application of the organic amendments to soil increased the half-lives for both herbicides incubated at 6°C (1.3-1.9 times) and 16°C (1.4-1.9 times) due to their higher sorption and lower bioavailability of the herbicides to be degraded. The herbicides showed a faster degradation at 16°C (1.9-2.8 times) than that observed at 6°C due to the increased microbial biomass and/or activity with temperature.

Keywords: degradation, herbicide, soil, organic amendment, temperature

Introducción

La aplicación de residuos orgánicos al suelo como enmiendas orgánicas es una práctica habitual en la agricultura actual para mantener o incrementar el contenido en materia orgánica del suelo (MO), y con ello preservarlo de su degradación al mismo tiempo que se mejora su calidad y fertilidad. Sin embargo, esta práctica agrícola puede controlar el destino medioambiental de los pesticidas a través de la modificación de los procesos que gobiernan la dinámica de los pesticidas en el suelo, incluida su degradación [1]. Por otra parte, la degradación de los pesticidas en el suelo también depende de las condiciones climáticas del lugar donde se aplican, siendo la temperatura una variable importante a tener en cuenta [2].

Un modo de evaluar el destino medioambiental de los pesticidas teniendo en cuenta ésta y otras prácticas agrícolas bajo diferentes escenarios climáticos es mediante modelos matemáticos que suponen una herramienta eficiente y preventiva frente a la contaminación de suelos y aguas por pesticidas dada su capacidad para tener en cuenta los principales procesos que afectan a su dinámica en el suelo. Sin embargo, la gran cantidad de datos necesarios para su completa parametrización lleva, en muchos casos, a la utilización por defecto de valores recomendados en la bibliografía para determinados parámetros disminuyendo con ello su capacidad predictiva al no ser representativa de la realidad. Un ejemplo es el factor Q_{10} que describe el incremento de la velocidad de disipación de los pesticidas cuando la temperatura aumenta 10ºC y se determina mediante la relación de los tiempos de vida media del herbicida (DT_{50} (T_1) / DT_{50} (T_2)) a una temperatura T_1 que es 10ºC inferior a una temperatura T_2. El valor de Q_{10} recomendado por defecto para ser usado en estudios de modelización en ausencia de datos experimentales es 2.58 [3]. Sin embargo, este valor es recomendado para suelos sin enmendar mientras que no se ha dado ningún valor para suelos enmendados.

El objetivo de este trabajo fue estudiar la cinética de degradación de dos herbicidas con diferente carácter hidrofóbico, clortoluron y flufenacet, en un suelo agrícola sin enmendar y enmendado con dos residuos orgánicos, sustrato postcultivo de champiñón recompostado (SMS) y compost verde (GC), bajo condiciones de laboratorio a dos temperaturas diferentes, 6°C y 16°C.

Material y métodos

Residuos orgánicos

Los residuos orgánicos utilizados como enmiendas del suelo fueron SMS y GC. El SMS procede del residuo generado tras el ciclo productivo del cultivo de *Agaricus bisporus* y *Pleurotus ostreatus* (relación 2:1) y su posterior compostaje bajo condiciones aeróbicas. El GC resulta del compostaje de restos de poda de árboles y plantas de parques y jardines de Salamanca. Las características de estos residuos se incluyen en la Tabla 1.

Tabla 1 – Características de los residuos orgánicos

Parámetro	SMS	GC
pH	7.9	7.2
MO (%)[a]	59.4	46.0
COD (%)[b]	0.8	0.7
N (%)[c]	2.3	1.1
C/N	15.2	24.3

[a] Materia orgánica, [b]Carbono orgánico disuelto, [c] Nitrógeno

Suelo y tratamientos

Se prepararon un total de 9 parcelas experimentales de 9 m × 9 m cada una distribuidas al azar en un suelo de textura franco arenosa (14.9% arcilla, 4.7% limo y 80.4% arena) ubicado en la finca experimental Muñovela del IRNASA-CSIC (Salamanca, España). Se diseñaron 3 tratamientos (x 3) correspondientes a suelo sin enmendar (S), suelo enmendado con SMS (S+SMS) y suelo enmendado con GC (S+GC). Las dosis de enmienda aplicadas fueron 140 y 85 t SMS o GC ha^{-1} peso seco, respectivamente, y se incorporaron en los 20 cm superficiales del suelo con un rotavator en noviembre de

2016. La caracterización fisicoquímica del tramo superficial (0-10 cm) de los suelos sin enmendar y enmendados tras 30 días de acondicionamiento de los residuos en el suelo se realizó por los métodos habituales de análisis (Tabla 2).

Tabla 2 – Características del suelo sin enmendar y enmendado con SMS y GC (0-10 cm)

Parámetro	S	S+SMS	S+GC
pH	6.34	7.11	6.99
MO (%)[a]	1.33	4.36	2.81
N (%)[b]	0.05	0.24	0.14
C/N	14.5	10.7	12.0

[a] Materia orgánica, [b] Nitrógeno

Herbicidas

Los herbicidas estudiados fueron clortoluron y flufenacet, y se utilizaron bajo las formulaciones comerciales Erturon (clortoluron 50% p/v, Cheminova Agro S.A., Madrid) y Herold (Flufenacet 40% p/v, Bayer CropScience S.L., Valencia). Sigma Aldrich Química S.A. (Madrid) suministró los patrones analíticos de los herbicidas (99.5% pureza). La solubilidad en agua de clortoluron y flufenacet es 74 y 56 mg L^{-1} y su constante de reparto octanol/agua (log K_{ow}) es 2.5 y 3.2, respectivamente [4].

Degradación

Se tomaron muestras de suelo sin enmendar y enmendado con ambos residuos procedentes del horizonte superficial (0-10 cm) de las 9 parcelas experimentales en diciembre de 2016. Las muestras fueron individualmente homogeneizadas, tamizadas (<2 mm) y determinada su humedad. Posteriormente, se trataron 600 g de muestra de suelo sin enmendar o enmendado con 14 mg clortoluron + 5.5 mg flufenacet kg^{-1} suelo seco, ajustada su humedad al 40% de la capacidad de campo del respectivo suelo, e incubadas a 6°C ó 16°C en la oscuridad.

Extracción y análisis de los herbicidas

El clortoluron y el flufenacet se extrajeron (x 2) con acetonitrilo (1:2) desde muestras de suelo sin enmendar o enmendado a distintos tiempos de incubación.

Los herbicidas se cuantificaron en los extractos de suelo mediante HPLC acoplado a detector de fotodiodos y masas (HPLC-DAD-MS) (Waters Assoc., Milford, USA). La determinación por HPLC-DAD se realizó a una longitud de onda de 243 nm (clortoluron) y 232 nm (flufenacet), y por HPLC-MS se monitorizó el ion molecular positivo [m/z] 213.04 (clortoluron) y 364.03 (flufenacet).

Análisis de los datos

Las cinéticas de disipación de los herbicidas se ajustaron a un modelo cinético de primer orden (SFO) o primer orden multicompartimental (FOMC) y se calcularon los tiempos de vida media correspondientes a la disipación del 50% (DT_{50}) del herbicida en el suelo sin enmendar y enmendado con ambos residuos orgánicos [5]. El efecto de la temperatura de incubación en la degradación de los herbicidas se determinó mediante el factor Q_{10} = DT_{50} (6ºC) / DT_{50} (16ºC).

Resultados y discusión

Las cinéticas de degradación de clortoluron se ajustaron bien a un modelo cinético SFO independentemente de la temperatura de incubación y del tramiento ensayado, mientras que las cinéticas de flufenacet se ajustaron mejor a un modelo cinético FOMC.

En la Tabla 3 se incluyen los valores de DT_{50} para clortoluron y flufenacet en el suelo sin enmendar y enmendado con ambos residuos orgánicos a 6°C y 16°C. La degradación de flufenacet, el herbicida más hidrofóbico, fue más lenta que la de clortoluron en todos los tratamientos estudiados. La aplicación de las enmiendas orgánicas al suelo incrementó la vida media de ambos herbicidas incubados a 6ºC y 16ºC debido a su mayor adsorción y consecuentemente una menor biodisponibilidad de los herbicidas para ser degradados. Este comportamiento ha sido también observado para otros pesticidas [6].

El factor de incremento en los valores de DT_{50} varió entre 1.3-1.7 para el clortoluron, y entre 1.7-1.9 para el flufenacet. Este

incremento siguió el mismo orden (S < S+ GC < S+SMS) para el flufenacet a ambas temperaturas de incubación y para el clortoluron a la temperatura de 16ºC. El orden estuvo de acuerdo con el mayor contenido en MO de los suelos. Sin embargo, el clortoluron intercambió su orden de degradación en los suelos enmendados cuando se incubó a 6ºC (S < S+SMS < S+GC) (Tabla 3).

Tabla 3 – Vida media y factor Q_{10} para los herbicidas en el suelo sin enmendar y enmendado con SMS y GC a 6°C y 16°C

Parámetro	S	S+SMS	S+GC
Clortoluron			
DT_{50} (días):			
6ºC	38.6±2.72	51.3±5.49	67.6±1.70
16ºC	16.8±1.12	27.3±4.11	23.9±2.18
Q_{10}	2.3	1.9	2.8
Flufenacet			
DT_{50} (días):			
6ºC	49.3±11.3	93.9±22.3	91.7±22.4
16ºC	21.2±3.59	40.2±5.77	36.1±2.72
Q_{10}	2.3	2.3	2.5

Se observó una degradación más rápida de ambos herbicidas a 16ºC que a 6ºC debido probablemente al incremento de la biomasa y/o actividad microbiana con la temperatura como se ha observado para otros herbicidas [2]. Los valores del factor Q_{10} variaron entre 1.9 y 2.8 (Tabla 3). Este factor fue igual para ambos herbicidas en el suelo sin enmendar, mientras que en los suelos enmendados, el descenso del DT_{50} con la temperatura fue más relevante en el S+SMS para el flufenacet (Q_{10}=2.3) que para el clortoluron (Q_{10}=1.9). Sin embargo, se observó un mayor impacto de la temperatura de incubación en el S+GC para el clortoluron (Q_{10}=2.8) que para el flufenacet (Q_{10}=2.5). El valor de Q_{10}=2.58 recomendado por defecto para estudios de modelización está incluido en el rango determinado en este estudio [3].

Conclusiones

Las enmiendas orgánicas y la temperatura de incubación no mostraron ninguna influencia relevante en el tipo de modelo cinético que mejor describió las cinéticas de degradación experimentales de clortoluron y flufenacet sino que sólo dependió del herbicida. Sin embargo, la aplicación de las enmiendas orgánicas al suelo disminuyó la velocidad de disipación de ambos herbicidas, aunque el efecto de la enmienda orgánica fue diferente dependiendo del herbicida y de la temperatura de incubación. Los resultados muestran la necesidad de llevar a cabo este tipo de estudios con suelos enmendados ya que la parametrización de modelos que evalúan el destino medioambiental de pesticidas con el valor Q_{10} recomendado por defecto por EFSA [3] podría subestimar o sobrevalorar el efecto de la temperatura en la degradación de pesticidas en suelos enmendados.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por MINECO/FEDER UE (Proyecto AGL2015-69485-R). M.J.C. y J.M.M.B agradecen a la Junta de Castilla y León, y al MINECO por sus respectivos contratos predoctoral y Juan de la Cierva-Incorporación.

Referencias bibliográficas

[1] Marín-Benito, J.M., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. 2016. Impact of spent mushroom substrates on the fate of pesticides in soil, and their use for preventing and/or controlling soil and water contamination: A review. TOXICS 4 (17): 24 pp.

[2] Walker, A., Moon, Y-H., Welch, S.J. 1992. Influence of temperature, soil moisture and soil characteristics on the persistence of alachlor. PESTIC SCI 35:109–116.

[3] EFSA, 2007. Scientific opinion of the panel on plant protection products and their residues on a request from EFSA related to the default Q10 value used to describe the temperature effect on transformation rates of pesticides in soil. EFSA J. 622: 1–32.

[4] PPDB. 2018. Pesticide Properties Data Base. UK: University of Hertfordshire, http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm

[5] FOCUS. 2006. Guidance Document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate studies on pesticides in EU registration. Report of the FOCUS work group on degradation kinetics. EC Documents Reference Sanco/10058/2005 version 2.0.

[6] Marín-Benito, J.M., Herrero-Hernández, E., Andrades, M.S., Sánchez-Martín, M.J., Rodríguez-Cruz, M.S. 2014. Effect of different organic amendments on the dissipation of linuron, diazinon and myclobutanil in an agricultural soil incubated for different time periods. SCI TOTAL ENVIRON 476–477: 611–621.

El reto de los microcontaminantes en los suelos agrícolas

The challenge of micropollutants in agricultural soils

Coleto, Isabel[1*], Rodríguez, Regina[2]

[1] Talantia S.L. isabel.coleto@talantia-environment.com

[2] Talantia S.L. regina.rodriguez@talantia-environment.com

Resumen

La contaminación de suelos agrícolas por el uso prolongado de fertilizantes y pesticidas es conocida hace décadas. En los últimos años es creciente la preocupación internacional por la presencia de microcontaminantes en suelos agrícolas relacionados con el uso de purines, fangos, aguas residuales, etc. para el abonado y riego y que a través de la cadena trófica pueden llegar a suponer un riesgo para la salud humana y animal y una pérdida de fertilidad en los suelos. La dificultad de caracterización del impacto real de estas sustancias a largo plazo es uno de los principales desafíos dentro de las estrategias de recuperación de la calidad de los suelos. Es fundamental considerar dentro de los planes de actuación la implantación de medidas de prevención que reduzcan el aporte de sustancias tóxicas al suelo y acometer la descontaminación de los terrenos con metodologías sostenibles. Existen ya experiencias con técnicas de biorremediación, en particular utilizando a las plantas como organismos degradadores. En este campo, están emergiendo tecnologías innovadoras con un gran potencial.

Palabras clave: microcontaminantes, impacto, salud, prevención, biorremediación

Abstract

The contamination of agricultural soils by the prolonged use of fertilizers and pesticides has been known for decades. In recent years there has been growing international concern about the presence of micro-contaminants in agricultural soils related to the use of liquid manures, sludges, sewage waters, etc. for fertilization and irrigation that could pose a risk for human and animal health through the trophic chain and a loss of fertility in the soils. The difficulty of characterizing the real impact of these substances in the long term is one of the main challenges in the strategies for the soil quality recovery. The action plans must include the implementation of prevention measures that reduce the contribution of toxic substances to the soil and undertake the decontamination of the land with sustainable methodologies. There are already experiences with bioremediation techniques, using plants as degrading organisms. In this field, innovative technologies with great potential are emerging.

Keywords: micro-contaminants, impact, health, prevention, bioremediation

Introducción

La entrada de contaminantes en los campos de cultivo se suele producir a través de abonos inorgánicos y fitosanitarios, purines y estiércol de ganado, lodos de depuradora, riegos con aguas recicladas; o contaminadas, deposición de partículas transportadas en el aire (p.e. cerca de carreteras), etc.

La transferencia de estos contaminantes hacia los cultivos (e indirectamente al ganado) repercute en la seguridad alimentaria. Los datos que se publican regularmente en EEUU [1] y la UE [2] indican la presencia generalizada (78%) de contaminantes en alimentos, si bien en la gran mayoría de los casos, en concentraciones micro o nano, inferiores a las autorizadas. El debate en la comunidad científica y en la opinión pública sobre los efectos del consumo de estos compuestos a bajas dosis, pero a largo plazo de exposición continúa siendo intenso.

Otro de los efectos indeseables de la presencia de contaminantes en los suelos agrícolas es su pérdida de fertilidad al afectar a su ecosistema natural (propiedades fisicoquímicas y sistema biótico: micororganismos, lombrices, etc.). La relación entre sustancias naturales y antropogénicas comprende un intrincado sistema de procesos interconectados, muchos de los cuales son aún una incógnita.

Tipos de contaminantes en suelos agrícolas

Entre los contaminantes más reconocidos en los suelos agrícolas, los pesticidas son posiblemente los más estudiados, aunque no los únicos. La aplicación de purines y estiércol, así como de lodos de depuradora ha incrementado notablemente las concentraciones antibióticos, hormonas, cosméticos, etc., en los suelos agrícolas.

Históricamente, después de la segunda guerra mundial se generalizó el uso de insecticidas organoclorados, que sirvieron para controlar epidemias como la malaria o el tifus, grandes azotes de la salud pública mundial. En la década de 1960, comenzó el uso de insecticidas organofosforados, mientras que en los años 70 se introdujeron insecticidas de la familia de los carbamatos, así como herbicidas y fungicidas. En los años 80 se comenzaron a aplicar insecticidas de la familia de los piretroides [4].

El uso de estos compuestos trajo tremendos beneficios no sólo al control de epidemias y a la agricultura (cuya productividad se incrementó de forma espectacular), sino también para usos ganaderos, forestales, domésticos, etc.

No obstante, rápidamente comenzaron a identificarse contundentes evidencias de que muchos de los compuestos químicos utilizados poseían riesgos para el ser humano y otras formas de vida [5,6].

Las muertes y enfermedades crónicas debidas a envenenamiento por pesticidas han llegado a cifrarse en más de un millón de personas por año [7]. Son innumerables los impactos reconocidos en ecosistemas, como los icónicos descensos de las águilas en EEUU [8] o de las abejas [9].

Por otro lado, la presencia en suelos agrícolas de fármacos, y otras sustancias químicas asociadas por ejemplo a productos de cuidado personal, ha empezado a estar en el foco de atención recientemente, considerándose como “contaminantes emergentes”, de los que aún se dispone de poca información en cuanto a tipo, concentración, distribución o comportamiento en el medio ambiente.

Se considera que algunos de los microcontaminantes que se acumulan en los suelos son disruptores endocrinos y desencadenan efectos adversos mimetizando o antagonizando hormonas naturales. La exposición a estos agentes y sus productos de degradación, a baja dosis pero en tiempos prolongados se relaciona con enfermedades del sistema inmunológico, disminución del coeficiente de inteligencia, anomalías en la reproducción o cáncer [10,11].

El abonado orgánico también aporta a los suelos bacterias y genes resistentes a los antibióticos [12,13]. La adición de cobre y zinc en la alimentación animal empeora esta resistencia antimicrobiana [14].

Comportamiento en el medio ambiente

La persistencia y movilidad de estos compuestos dependen fundamentalmente de algunos parámetros, como su solubilidad en agua, la constante de adsorción en el suelo (Koc) el coeficiente de partición octanol-agua (Kow), o su vida media en el suelo (DT50). Según estos parámetros, se pueden identificar:

a) Compuestos hidrofóbicos, persistentes y bioacumulables, que se retienen fuertemente al suelo. Entre ellos, se encuentran el DDT, endosulfan, endrin, lindano o los antibióticos de tipo fluoroquinolona o tetraciclina. Algunos de estos compuestos están prohibidos en la actualidad, pero ellos o sus productos de degradación, siguen persistiendo en los suelos.
b) Compuestos polares, representados por herbicidas, carbamatos, fungicidas, o penicilinas. Suelen ser más reactivos que los del grupo anterior, pero sus metabolitos pueden tener incluso una mayor toxicidad que sus compuestos "padres". Este tipo de compuestos migran fácilmente con el agua, por lo que suponen una seria amenaza a la calidad de los recursos hídricos.

La presencia de estas sustancias suele modificar la fertilidad general de los terrenos, ya que puede interferir con las poblaciones de microorganismos beneficiosos para el suelo. Los antibióticos, por ejemplo, provocan el descenso de bacterianas beneficiosas, o la inhibición de sus funciones [15,16]. Las bacterias que regulan el ciclo del nitrógeno también se ven afectadas por herbicidas como el triclopyr, el Roundup o el trifluralin [17,18].

Recuperación de terrenos

En la actualidad y a nivel mundial los beneficios de la utilización de pesticidas, fármacos, etc. son contundentemente superiores a los perjuicios que conlleva su utilización. Sin embargo, a nivel local, cada vez con más frecuencia se plantea el reto de conservar la calidad del recurso suelo.

La mayoría de los esfuerzos de descontaminación de lugares afectados por pesticidas, fármacos, etc., se han enfocado a espacios con elevadas concentraciones, como fábricas o vertederos. En estos emplazamientos, se vienen utilizando una gran diversidad de técnicas de tratamiento intensivo, muy eficaces, como incineración, desorción térmica, oxidación…etc. [19].

Pero ¿qué hacer con los contaminantes presentes en los suelos agrícolas, caracterizados por bajas concentraciones que afectan grandes superficies de terreno?, ¿existen medidas que puedan ser efectivas, de coste asumible?

Las estrategias de actuación que se están promoviendo para la recuperación de la calidad de los suelos están orientadas, en primer lugar, a disponer de procedimientos preventivos eficientes, y en segundo, a la aplicación de tecnologías de descontaminación, algunas aún en fase de investigación y desarrollo.

Medidas de prevención

La minimización del aporte de contaminantes a los suelos se plantea desde diferentes perspectivas, que comprenden desde mejoras en dosis y técnicas de aplicación de abonos y riegos, hasta la reducción de la carga contaminante en origen.

La reducción del volumen y carga contaminante de lodos de depuradora y abonos orgánicos están en el foco de las nuevas técnicas emergentes de depuración, el denominado "tratamiento cuaternario". Estos métodos persiguen la degradación completa (mineralización) de los contaminantes e incluyen métodologías como: ultrafiltración, sorción en polímeros de impresión molecular (MIP), oxidación mediante ozono, UV, peróxidos, biorreactores, etc. [20]

Medidas de descontaminación

El saneamiento de suelos agrícolas afectados por contaminantes en baja concentración es una tarea de gran complejidad, ya que cualquier medida debe tener en cuenta desde los problemas de detección de este tipo de contaminantes (por el rango de sustancias a considerar y sus bajas concentraciones), la gran heterogeneidad del medio y las vastas extensiones a tratar o la dificultad de degradación de ciertas moléculas sintéticas.

En la actualidad, ya hay técnicas de biorremediación y fitoremediación que resultan prometedoras teniendo en cuenta su reducido coste frente a otras opciones y, sobre todo, su naturaleza sostenible [21].

Además, de forma incipiente, se están ensayando aplicaciones sobre ingeniería genética para modificación de bacterias degradadoras, estimulación bacteriana con aporte de sustratos, nanotecnología, bioelectrogénesis, etc.

Conclusiones

La contaminación de los suelos agrícolas por microcontaminantes persistentes, relacionados con las prácticas agrícolas, supone una preocupación creciente en la gestión de la salud pública a largo plazo.

El amplio rango de sustancias potencialmente presentes y su heterógenea distribución dificultan el diagnóstico de la situación y la implantación de medidas de descontaminación eficaces.

No obstante, existen prometedores avances con la implantación de tecnologías de última generación, incluyendo técnicas de biorremediación avanzada.

Referencias bibliográficas

[1] US Departmente of Agriculture. 2018. Pesticide Data Program. Annual Summary, Calendar Year 2016. 22pp, 8app.

[2] European Food Safety Authority. 2017. The 2015 European Union report on pesticide residues in food. EFSA JOURNAL 15(4): 4791. 134 pp.

[3] Miller, E.L., Nason, S.L., Karthikeyan, K.G., Pedersen, J.A. 2016 Root Uptake of Pharmaceuticals and Personal Care Product Ingredients. ENVIRON. SCI. TECHNOL.,50 (2): 525–541

[4] Aktar, W., Sengupta, D., Chowdhury, A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. INTERDISCIP TOXICOL. 2(1): 1–12.

[5] Forget G. Balancing the need for pesticides with the risk to human health. 1993. En: Forget G, Goodman T, de Villiers A, Editors. Impact of Pesticide Use on Health in Developing Countries. IDRC, Ottawa.

[6] Igbedioh S.O.1991. Effects of agricultural pesticides on humans, animals and higher plants in developing countries. ARCH ENVIRON HEALTH. 46: 218-224.

[7] Environews Forum. 1999. Killer environment. ENVIRON HEALTH PERSPECT.107: A62.

[8] Liroff RA. 2000 Balancing risks of DDT and malaria in the global POPs treaty. PESTIC SAFETY NEWS.4:3.

[9] Woodcock1,B.A., Bullock, J.M.; Shore,R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Ridding, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes,S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure, C., Edwards, M., Genersch, E., Knäbe, S., Pywell, R.F. 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. SCIENCE 356, Issue 6345: 1393-1395.

[10] Brouwer A., Longnecker M.P., Birnbaum L.S., Cogliano J., Kostyniak P., Moore J., Schantz S., Winneke G. 1999 Characterization of potential endocrine related health effects at low dose levels of exposure to PCBs. ENVIRON HEALTH PERSPECT. 107: 639-649.

[11] Crisp T.M., Clegg E.D., Cooper R.L., Wood W.P., Anderson D.G., Baeteke K.P., Hoffmann J.L., Morrow M.S., Rodier D.J., Schaeffer J.E., Touart L.W., Zeeman M.G., Patel Y.M.1998. Environmental endocrine disruption: An effects assessment and analysis. ENVIRON HEALTH PERSPECT.106:11-56.

[12] Udikovic-Kolic,N., Wichmann,F., Broderick N.A.,Handelsman, J. 2014. Bloom of resident antibiotic-resistant bacteria in soil following manure fertilization. PNAS 111 (42): 15202-15207

[13] Marti, R., Scott. A., Tien Y-C, Murray, R., Sabourin,L., Yun Zhang, Y., Topp, E. 2013 Impact of manure fertilization on the abundance of antibiotic-resistant bacteria and frequency of detection of antibiotic resistance genes in soil and on vegetables at harvest. APPL ENVIRON MICROBIOL 79(18): 5701–5709.

[14] Hölzel CS1, Müller C, Harms KS, Mikolajewski S, Schäfer S, Schwaiger K, Bauer J. 2012. Heavy metals in liquid pig manure in light of bacterial antimicrobial resistance. ENVIRON RES.113:21-7.

[15] Manzettia, S. Ghisic, R.. 2014. The environmental release and fate of antibiotics MARINE POLLUTION BULLETIN. Volume 79, Issues 1–2: 7-15.

[16] Larsson, D.G.J. 2014. Antibiotics in the environment. UPS J MED SCI. 119(2): 108–112.

[17] Pell M., Stenberg B., Torstensson L. 1998. Potential denitrification and nitrification tests for evaluation of pesticide effects in soil. AMBIO. 27:24–28.

[18] Fabra A., Duffard R., Evangelista D.D.A. 1997.Toxicity of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in pure culture. BULL ENVIRON CONTAM TOXICOL. 59: 645–652.

[19] Castelo-Grande, T., Augusto, P.A., Monteiro; P., Estevez, A.M., Barbosa, D. 2010. Remediation of soils contaminated with pesticides: A review. INTERN. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ANALYTICAL CHEMISTRY 90(3): 438-467.

[20]Fatta-Kasinos, D, Dionysiou, D.D., Kümmer, K. 2016. Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse. Springer

[21] Frazar, C. The bioremediation and phytoremediation of pesticide contaminated sites. NNEMS. EPA. Pp. 50.

Disipación de tetraciclinas en medios acuosos

Dissipation of tetracyclines in aqueous media

Conde-Cid, Manuel[1], Fernández-Calviño, David[1], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1], Arias-Estévez, Manuel[1], Díaz-Raviña, Montserrat[2,*], Fernández-Sanjurjo, María José[3], Núñez-Delgado, Avelino[3], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[3]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, España

[2] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (CSIC - IIAG), Santiago de Compostela, España

[3] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

* montserrat.diaz.ravina@iiag.csic.es

Resumen

Se estudia la disipación de tres tetraciclinas: Tetraciclina (TC), Oxitetraciclina (OTC) y Clorotetraciclina (CTC), muy usadas en medicina veterinaria por su amplio espectro de acción y por su bajo coste. En experimentos en agua filtrada y con luz simulada se obtiene la siguiente secuencia de disipación: TC < OTC ≈ CTC (vida media de 229, 101 y 104 min, respectivamente). La degradación en oscuridad fue nula a lo largo de todo el experimento (480 minutos), mientras que en medio de cultivo y con luz simulada fue mucho mayor, siguiendo la secuencia TC ≈ OTC < CTC (vida media de 9, 10 y 7 min para TC, OTC y CTC, respectivamente). En oscuridad la disipación fue nula para TC y OTC, mientras que para CTC llegó a un 20% aproximadamente al final del experimento. La variable que explica esta mayor disipación es el incremento de pH, que cambia la distribución de especies de las tetraciclinas. La adición de suspensiones bacterianas de suelo y de abono aviar incrementa todavía más la disipación, obteniéndose la secuencia TC ≈ OTC < CTC para ambas suspensiones, lo cual es atribuido a la presencia en ellas de ácidos húmicos que adsorben dichas tetraciclinas.

Palabras clave: tetraciclinas, disipación, suelo, abono, suspensión bacteriana

Abstract

We study dissipation of three tetracyclines: Tetracycline (TC), Oxytetracycline (OTC) and Chlortetracycline (CTC), frequently used in veterinary medicine due to its wide spectrum and low cost. Experiments using filtered water and simulated light were performed, with results giving the following dissipation sequence: TC <OTC ≈ CTC (half-life values of 229, 101 and 104 min, respectively). In the dark (no light), degradation was zero throughout the experiment (480 minutes). However, with simulated light and culture medium it was much greater, with the sequence TC ≈ OTC <CTC (half-life of 9, 10 and 7 min for TC, OTC and CTC, respectively). In darkness, dissipation was zero for TC and OTC, while for CTC reached about 20% at the end of the experiment.The variable that explains this greater dissipation is the increase in pH value, which changes the distribution of tetracycline species.The addition of soil and poultry manure bacterial suspensions further increases dissipation, giving the sequence: TC ≈ OTC <CTC, for both suspensions, which is attributed to the presence of humic acids adsorbing these tetracyclines.

Keywords: tetracyclines, dissipation, soil, manure, bacterial suspension

Introducción

Los antibióticos han sido catalogados en las últimas décadas como contaminantes emergentes. El consumo de antibióticos de uso veterinario se prevé que se eleve un 67% en el año 2030, debido al incremento del nº de animales para producción de alimentos [1]. Las tetraciclinas siguen siendo muy utilizadas debido a su amplio espectro de acción, su relativa seguridad y a su bajo coste de producción. Estas tetraciclinas tienen alta solubilidad en agua y llegan al suelo debido a la aplicación de abonos, o directamente por excretas del ganado [2]. Una vez en el suelo están sometidas a diferentes procesos, como degradación fotolítica o química, biodegradación, adsorción-desorción, transporte, lavado a través del suelo o incorporación a las plantas y cultivos. Su incorporación a la cadena trófica o su presencia en aguas superficiales o subsuperficiales depende de los procesos mencionados y puede generar problemas ambientales y de salud pública. Las reacciones abióticas de degradación de tetraciclinas más importantes son las transformaciones fotoquímicas, que tienen lugar fundamentalmente en la superficie de los suelos, lo cual es relevante cuando se aplican superficialmente los residuos orgánicos con antibióticos, pero cuando estos compuestos son enterrados por prácticas agrícolas de arado, subsolado, etc., la degradación puede ser de tipo químico, como hidrólisis y oxidación-reducción, o biológica, a través de la actividad de los microorganismos del suelo.

El objetivo de este estudio es determinar las cinéticas de disipación de Tetraciclina (TC), Oxitetraciclina (OTC) y Clorotetraciclina (CTC), teniendo en cuenta factores abióticos y bióticos, por medio de experimentos bajo luz simulada y en oscuridad, y en presencia de microorganismos procedentes del suelo o de residuos, para estudiar la posible degradación microbiológica, ya que los microorganismos de ambientes que reciben residuos con antibióticos pueden ser tolerantes a éstos y degradarlos al usarlos como fuente de carbono.

Material y métodos

Se llevaron a cabo distintos experimentos de disipación de las tres tetraciclinas, utilizando un equipo generador de luz simulada SUNTEST CPS+ Atlas (Alemania) que consta de una lámpara de Xenon con una potencia de 550 W m^{-2} y con filtros de cuarzo con corte a 285 nm. La temperatura en la cabina fue de 32±2ºC. Los tiempos de exposición a esta luz simulada fueron entre 30 y 480 minutos. Simultáneamente se usaron otro grupo de muestras que permanecieron todo el tiempo en oscuridad.

Los experimentos de disipación fueron los siguientes:

a) Experimentos con agua miliQ filtrada. Una disolución 50 µM (10 mL) de las tres tetracilinas por separado (TC, OTC and CTC) fueron filtradas con filtros de 0,22 µm para eliminar los microorganismos y depositadas en viales EPA de vidrio de 40 mL. Posteriormente estos viales fueron sometidos a luz simulada, con tiempos de exposición entre 30 y 480 minutos. Simultáneamente se usaron otro grupo de muestras que permanecieron todo el tiempo en oscuridad. Se tomaron muestras a diferentes tiempos en función de la evolución de la degradación de las tetraciclinas. Todos los experimentos se llevaron a cabo por triplicado.

b) Experimentos con medio de cultivo. Se llevaron a cabo del mismo modo que con agua, pero añadiendo un medio de cultivo con K_2HPO_4, KH_2PO_4, NH_4Cl y $MgSO_4.7H_2O$.

c) Experimentos con medio de cultivo y suspensiones bacterianas. Se llevaron a cabo del mismo modo que los experimentos de caldo de cultivo, pero añadiendo suspensiones bacterianas extraídas de un suelo y de abono aviar.

Las cinéticas de disipación se describen por medio de un modelo exponencial:

$$C/C_0 = e^{-kt} \qquad \text{Eq. 1}$$

siendo C/C_0 la fracción de la cantidad inicial que permanence en suspension tras un tiempo t (h), y k (h^{-1}) es la constante cinética de disipación. La vida media ($t_{1/2}$)

de cada compuesto se calculó como:

$t_{1/2} = \ln 2 / k$ Eq. 2

Para la extracción de las bacterias que se usan en los experimentos de disipación de las tetraciclinas se utiliza un suelo con pH 4,7, 5,3% C y 0,51% N, así como un abono aviar con pH 7,8, 31,8% de C y 2,93% de N.

Las tres diferentes tetraciclinas fueron cuantificadas siguiendo un procedimiento similar al detallado en López-Peñalver et al. [3].

Resultados y discusión

Experimentos con agua filtrada

Los experimentos en agua indican que en oscuridad no ocurre disipación, manteniéndose la concentración de las tetraciclinas próxima a la inicial durante los 480 min del experimento. En presencia de luz durante 15 min se produce disipación del 11, 8 y 11% para TC, OTC y CTC, respectivamente; con 120 min la disipación fue del 34, 54 y 59% para TC, OTC y CTC. Con 480 min de exposición se produce disipación prácticamente total para OTC y CTC (98 y 97%), mientras fue del 78% para TC.

Las vidas medias en presencia de luz calculadas con las ecuaciones 1 y 2 indican que la TC se degrada más lentamente, con $t_{1/2}$ igual a 229 min, mientras que para OTC y CTC son 101 y 104 min, respectivamente (Tabla 1). Las constantes cinéticas (k) fueron muy bajas en todos los casos con valores de 0,003, 0,007 y 0,007 min^{-1} para TC, OTC y CTC, respectivamente (Tabla 1).

Experimentos con medio de cultivo

La disipación de TC y OTC en medio de cultivo y en oscuridad se mantiene constante a lo largo del tiempo; sin embargo la CTC se disipa alrededor del 28% en oscuridad después de 480 minutos.

La disipación en medio de cultivo en presencia de luz fue mucho más rápida que la obtenida en agua, siendo de prácticamente el 100% a partir de 60 min. Con 15 minutos de luz simulada la disipación fue 71, 71 y 80% para TC, OTC y CTC, respectivamente.

La vida media fue 9, 10 y 7 min para TC, OTC y CTC, respectivamente (Tabla 1), confirmando una mayor disipación comparando con los resultados en agua.

Las constantes cinéticas fueron mayores (un orden de magnitud) que en el caso de la disipación en agua, con valores de 0,077, 0,069 y 0,095 min^{-1} para TC, OTC y CTC, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1 – Parámetros cinéticos (pseudo primer orden) de la disipación de tetraciclinas en agua filtrada, medio de cultivo, y suspensiones bacterianas de suelo y de abono aviar.

Tetraciclina	k (min^{-1})	$t_{1/2}$ (min)	R^2
AF	0,003±0,000	229±20	0,976
MC	0,077±0,004	9,0±0,4	0,995
SBS	0,096±0,002	7,2±0,1	0,999
SBA	0,111±0,009	6,2±0,5	0,983
Oxitetraciclina	k (min^{-1})	$t_{1/2}$ (min)	R^2
AF	0,007±0,001	101±7	0,993
MC	0,069±0,005	10,1±0,8	0,986
SBS	0,080±0,007	8,6±0,8	0,981
SBA	0,094±0,002	7,4±0,2	0,998
Clorotetraciclina	k (min^{-1})	$t_{1/2}$ (min)	R^2
AFr	0,007±0,0003	104±5	0,994
MC	0,095±0,003	7,3±0,2	0,997
SBS	0,139±0,006	5,0±0,2	0,996
SBA	0,280±0,040	2,5±0,4	0,973

AF: agua filtrada; MC: medio de cultivo; SBS: suspension bacteriana de suelo; SBA: suspension bacteriana de abono. k: constante de pseudo primer orden (min^{-1}); $t_{1/2}$: vida media (min). Las estimaciones de los parámetros fueron significativas para p 0,001

Experimentos con suspensiones bacterianas de suelo y de abono

Los experimentos con suspensiones bacterianas en medio de cultivo y en oscuridad indican que la concentración de los tres antibióticos se mantiene prácticamente constante a lo largo del experimento. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre con los experimentos con medio de cultivo únicamente, su

concentración es menor que la inicial, en especial para CTC, y sobre todo en las suspensiones bacterianas del abono.

La disipación en presencia de luz es ligeramente mayor en comparación con los experimentos con medio de cultivo solamente. De hecho, con 15 min de exposición a la luz la TC se disipa 77 y 75% para suspensión bacteriana de suelo y de abono, respectivamente. Los porcentajes de disipación para OTC fueron del 80 y 79%, y para CTC fueron del 87 y 88% para suelo y abono, respectivamente.

Al igual que en los experimentos con medio de cultivo, la degradación fue del 100% a partir de los 60 min de exposición a la luz, y CTC se disipó en mayor proporción.

Analizando las vidas medias, se observa que son menores en comparación con las obtenidas para el medio de cultivo (Tabla 1). También son menores para CTC en comparación con TC y OTC. Por otra parte, los valores de vida media más bajos se obtienen para las suspensiones bacterianas de abono en comparación con las de suelo. En concreto, las vidas medias de TC fueron de 7,2 y 6,2 min para suelo y abono, respectivamente; de 8,6 y 7,4 min para OTC, y de 5,0 y 2,5 min para CTC (Tabla 1).

Las constantes cinéticas (k) fueron más altas que las obtenidas con el medio de cultivo solamente, con valores de 0,096, 0,080 y 0,139 min^{-1} para el medio con bacterias del suelo, y de 0,111, 0,094 y 0,280 min^{-1} para el caso del medio con bacterias del abono y para TC, OTC y CTC, respectivamente (Tabla 1).

Conclusiones

La disipación de las tetraciclinas en agua filtrada es relativamente rápida bajo luz simulada, con vidas medias que oscilan entre 100 y 230 min, siendo la degradación de OTC y CTC más rápida que la de TC. En presencia de medio de cultivo, la disipación es mucho mayor, debido a su pH más alto, que cambia la distribución de especies de tetraciclinas, disminuyendo las catiónicas a favor de las aniónicas a medida que incrementa el pH; y en este medio la degradación de CTC es mucho más rápida. La adición de suspensiones bacterianas todavía incrementa más la disipación, debido a la presencia de ácidos húmicos que adsorben dichas tetraciclinas. De nuevo, CTC se degrada más que TC y OTC en las dos suspensiones. En oscuridad, la degradación de las tres tetraciclina a lo largo del experimento fue nula en agua filtrada y solo se degradó un 20% de CTC al final del experimento en medio de cultivo. Según los experimentos llevados a cabo con suspensiones bacterianas, la fotodegradación es el proceso principal de degradación de estos antibióticos, siendo poco importante la biodegradación.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CGL2015-67333-C2-1-R y CGL2015-67333-C2-2-R), con Fondos FEDER. Manuel Conde es beneficiario de un contrato predoctoral FPU del Ministerio de Educación Cultura y Deporte.

Referencias bibliográficas

[1] Van-Hoek, A.H.A.M., Mevius, D., Guerra, B., Mullany, P., Roberts, A.P., Aarts, H.J.M. 2011. Acquired antibiotic resistance genes: an overview. FRONTIERS IN MICROBIOLOGY 2: 1-27.

[2] Carvalho, I.T., Santos, L. 2016. Antibiotics in the aquatic environmnets: A review of the European scenario. ENVIRONMENT INTERNATIONAL 94: 736-757.

[3] López-Peñalver J.J., Sánchez-Polo, M., Gómez-Pacheco, C.V., Rivera-Utrilla, J. 2010. Photodegradation of tetracyclines in aqueous solution by using UV and UV/H_2O_2 oxidation processes. J. CHEM. TECHNOL. BIOTECHNOL. 85: 1325-1333.

Recuperación de Suelos Degradados con Cultivos Energéticos: Producción de Biomasa e Impactos en el Funcionamiento del Suelo

Remediation of Degraded Soils with Bioenergy Crops: Biomass Production and Impacts on Soil Functioning

Domínguez María T. [1, 2]*, Madejón Paula[1], Fernández-Boy Elena[2], Paneque Patricia[2], Girón Ignacio[1], Madejón Engracia[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla. *mdominguez23@us.es

[2] Universidad de Sevilla, Departamento Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Profesor García González, 41012, Sevilla

Resumen

El establecimiento de cultivos energéticos, sin fines alimentarios, en zonas degradadas podría ser una alternativa para la gestión de estas zonas, en donde no competirían por la producción de alimentos. Para ello, es necesario explorar el potencial de especies vegetales nativas con fines bioenergéticos. En esta comunicación se resumen varias experiencias sobre el uso potencial de dos especies nativas mediterráneas (*Silybum marianum* y *Cynara cardunculus*) como cultivos energéticos para la recuperación de suelos mediterráneos degradados. Se presentan los resultados de producción de biomasa, asi como el seguimiento dealgunos indicadores físico-químicos y biológicos de recuperación de los suelos de dos cultivos experimentales, establecidos en condiciones de suelo contrastadas (suelo contaminado por elementos traza *vs*. suelo degradado por pérdidas de materia orgánica), en los que se testaron distintas combinaciones de planta y enmienda de suelo (espuma de azucarera y compost de biosólidos). Los resultados sugieren que *S. marianum* es más resistente a la contaminación del suelo por elementos traza que *C. cardunculus*, mientras que en suelos menos adversos *C. cardunculus* ofrece los mejores resultados en cuanto a producción de biomasa lignocelulósica. Los efectos positivos de las enmiendas en los parámetros bioquímicos de funcionamiento del suelo se potenciaron en los suelos más degradados.

Palabras clave: *Cynara cardunculus,* enmiendas, PLFA, respiración de suelo, *Silybum marianum.*

Abstract

The establishment of bioenergy crops, not used for food production, on degraded lands might be an alternative for the management of these lands, which could boost the interest for the revegetation of degraded areas. For this purpose, it is necessary to explore the potential of native Mediterranean plants as bioenergy crops. In this communication we summarise several experiments that have assessed the potential of two native Mediterranean plant species (*Silybum marianum* and *Cynara cardunculus*) as bionergy crops for Mediterranean degraded lands. Physico-chemical and biological indicators of the recovery of soil functions were monitored over two years in two experimental crops established on contrasted degraded soils (soil contaminated by trace elements *vs*. soil degraded by organic matter loss), where different combinations of plant and amendment (sugar beet lime and biosolid compost) were tested. Results suggest that *S. marianum* is more resistant to soil contamination than *C. Cardunculus*, while in the less degraded soil *C. Cardunculus* provides a greater production of lignocellulosic biomass. The positve effects of soil amendments on biochemical indicators of soil functioning were enhanced in the most degraded (contaminated) soil.

Keywords: soil amendment, soil respiration, PLFA, *Silybum marianum*, *Cynara cardunculus*

Introducción

Las pérdidas de materia orgánica y la contaminación por elementos traza son dos de las principales causas de degradación de los suelos de la Península Ibérica, en la que existen regiones con una larga tradición de actividades mineras. En las últimas décadas se han desarrollado tecnologías de fitorrecuperación, encaminadas a reducir el impacto de la degradación del suelo, mediante el empleo combinado de plantas y enmiendas. El establecimiento de cultivos energéticos, sin fines alimentarios, en zonas degradadas y marginales podría ser una alternativa que propiciara un aumento de la revegetación en estas zonas, que no competiría por la producción de alimentos. Sin embargo, dadas las particularidades del clima mediterráneo, muchos de los cultivos energéticos más frecuentes a nivel global (*Miscanthus, Panicum, Jatropha*) no son viables en zonas mediterráneas degradadas. Es necesario, por tanto, explorar el potencial de especies vegetales nativas, adaptadas a las condiciones edafoclimáticas regionales, para la revegetación de zonas degradadas en ambientes mediterráneos con fines bioenergéticos[1].

En esta comunicación se resumen varias experiencias sobre el uso potencial de dos especies nativas mediterráneas (*Silybum marianum* y *Cynara cardunculus*) como cultivos energéticos para la recuperación de suelos mediterráneaos degradados. Se establecieron dos parcelas experimentales en condiciones reales de campo donde se sembraron estas especies en un suelo contaminado por elementos traza y en un suelo degradado por pérdida de materia orgánica, en las que se testaron diferentes combinaciones de planta y enmienda de suelo (espuma de azucarera y compost de biosólidos). En este trabajo se presentan los resultados del seguimiento de algunos indicadores físico-químicos y biológicos de recuperación de los suelos objeto de estudio, realizado durante dos años en dichos cultivos.

Material y métodos

Los cultivos experimentales se establecieron en el otoño de 2015 y se han monitorizado durante dos ciclos de crecimiento consecutivos (dos años). El experimento en suelo contaminado y ácido se estableció en la finca experimental El Vicario (Corredor Verde del Guadiamar, Sevilla), en la que se delimitaron 18 parcelas de 5 m × 4 m que se asignaron aleatoriamente a tres tratamientos de suelo (con tres réplicas por tratamiento): enmendado con espuma de azucarera (EA), enmendado con compost procedente de lodos de depuradora (CB), o no enmendado (NE). La mitad de las parcelas de cada tratamiento fue sembrada con semillas de *C. cardunculus*, y la otra mitad fue sembrada con semillas de *S. marianum*. Un diseño similar se siguió en el cultivo implantado en el suelo degradado por pérdidas de materia orgánica (finca experimental La Hampa del IRNAS-CSIC, Sevilla), donde los tratamientos de suelo sólo incluyeron la adición de compost y el control no enmendado. Antes de la siembra se realizó un laboreo superficial (tanto en las parcelas con enmienda como sin ella) para favorecer la incorporación de las enmiendas en ambos cultivos.

Durante los dos ciclos de cultivo se cuantificaron los porcentajes de germinación y la producción de biomasa de ambas especies. Para evaluar el efecto de los distintos tratamientos (enmiendas) en el funcionamiento del suelo se realizaron medidas de las siguientes variables por ciclo: pH (extractos 1:5 de suelo:agua), contenido en carbono orgánico total (método Walkey-Black), biomasa microbiana (método de fumigación con cloroformo-extracción), actividades enzimáticas extracelulares (incubación con sustratos específicos y medidas colorimétricas en extractos de suelo) y tasas de respiración de suelo *in-situ* (usando un medidor portátil de CO_2 por infrarrojos). Al final de los experimentos se evaluó el efecto de cada tratamiento en la estructura de la comunidad microbiana del suelo, mediante el análisis del perfil de ácidos grasos fosfolipídicos (PLFA; ver metodologías en referencia [2]).

Resultados y discusión

La adición de enmiendas tuvo un efecto muy positivo en la germinación de las semillas, especialmente en la parcela contaminada. En este suelo, para ambas especies los porcentajes de germinación en los suelos no enmendados estuvieron en torno al 10-15 %, mientras que en los suelos enmendados aumentaron hasta valores de 47-56 %. *Silybum marianum* resistió en mayor medida las condiciones adversas del suelo de la zona contaminada, en comparación a *C. cardunculus*. La producción de biomasa de esta última especie, aunque favorecida por la adición de EA, fue muy baja (apenas 15 g de materia seca por parcela, en este tratamiento). Para *S. marianum*, ambas enmiendas potenciaron la producción de biomasa, aunque claramente CB tuvo el mayor efecto positivo (de media, la producción en los suelos CB fue 23 veces superior a la producción en los suelos NE). La producción de ambas especies estuvo limitada por las deficientes condiciones físicas de este suelo degradado, que limitan la capacidad de infiltración y retención de agua del suelo (datos no mostrados). En el suelo degradado por pérdida de materia orgánica, la producción de *C. cardunculus* (media de 7.3 kg por parcela en el tratamiento CB) fue superior a la de *S. marianum* (media de 3.2 kg por parcela en CB), viéndose en ambas especies potenciada por la adición de compost. Los resultados obtenidos en este ensayo de campo corroboran estudios anteriores en condiciones de invernadero, que sugieren que *S. marianum* es más resistente a la contaminación del suelo por elementos traza que *C. cardunculus*, mientras que en suelos menos adversos *C. cardunculus* ofrece los mejores resultados en cuanto a producción de biomasa lignocelulósica[1].

La adición de enmiendas tuvo un efecto significativo en las variables relacionadas con el funcionamiento de la comunidad microbiana del suelo en la parcela contaminada por elementos traza. La EA, de alto poder alcalinizante, propició un aumento del pH en el suelo contaminado, acidificado como consecuencia de la oxidación de los restos de sulfuros existentes en el suelo [3]. En los suelos no enmendados y en los tratados con compost, el pH se mantuvo por debajo de 4, mientras que en los suelos tratados con EA el valor medio de pH al final del experimento estuvo en torno a 6.5. Este incremento propició un aumento en ciertos indicadores de actividad microbiana del suelo, como la actividad deshidrogenasa (Fig. 1a), corroborando estudios anteriores que muestran la idoneidad de este tipo de enmienda para la recuperación de suelos acidificados por residuos mineros [2]. En el suelo degradado por pérdida de materia orgánica la adición de compost también estimuló la actividad microbiana, aunque en menor medida (Fig. 1a).

Los impactos de las enmiendas sobre la estructura de la comunidad microbiana del suelo dependieron de la zona de estudio. En los suelos contaminados la comunidad microbiana estuvo claramente dominada por bacterias, de manera que en torno al 25 % de fracción molar de ácidos grasos en el perfil de PLFA correspondieron a marcadores bacterianos (Fig. 1b), en consonancia con estudios anteriores en suelos similares [2]. La abundancia de hongos en estos suelos estuvo limitada a 3.6 – 5.9 % (datos no mostrados). Aunque hubo una tendencia hacia cierta separación de las comunidades en función del tipo de enmienda añadida, esta tendencia no fue estadísticamente significativa. En el experimento del Valle del Guadalquivir, se observó un aumento significativo del porcentaje molar de bacterias en los suelos con CB respecto a NE (Fig. 1b), siendo las bacterias Gram+ las que presentaron mayor incremento, mientras que para los hongos el aumento en la abundancia relativa fue muy leve.

En el sitio contaminado la respiración del suelo (medidas *in-situ*) se vio estimulada por la adición de EA de manera más clara que en los suelos tratados con CB (ejemplo de suelo bajo cultivo de *C. cardunculus* en Fig. 2a). Estos resultados parecen indicar que, a pesar de las condiciones poco favorables, la aplicación de las enmiendas supuso una mejora para las condiciones de los microrganismos del suelo. En el caso del experimento en el valle del Guadalquivir la adición de

compost no produjo aumentos destacables en las tasas de respiración de suelo (Fig. 2b).

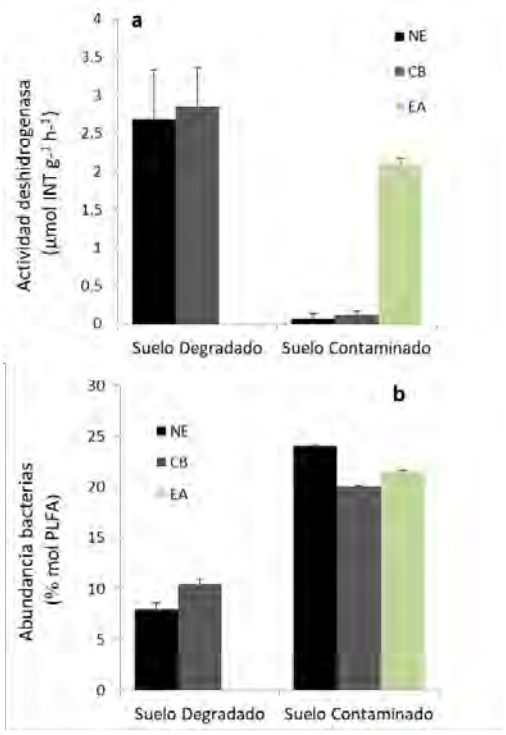


Fig. 1 – Actividad deshidrogenasa (a) y abundancia relativa de PLFA de origen bacteriano (b) en los distintos tratamientos de suelo: NE = no enmendado, CB = Compost de biosólidos, EA = espuma de azucarera. Se muestran los resultados de los suelos de cada especie plantada conjuntamente.

Conclusiones

El uso combinado de enmiendas (en particular de espuma de azucarera, si el suelo está afectado por acidificación) y *S. marianum* puede ser una alternativa para la gestión de suelos altamente degradados, aunque la mejora en las condiciones físicas del suelo es necesaria para obtener valores de productividad satisfactorios. Los efectos positivos de las enmiendas en los parámetros bioquímicos de funcionamiento del suelo se potencian en los suelos más degradados. En suelos degradados no ácidos, pobres en materia orgánica, la combinación de compost y *C. cardunculus* puede ser una opción para valorizar estos suelos mediante la implantación de este cultivo energético.

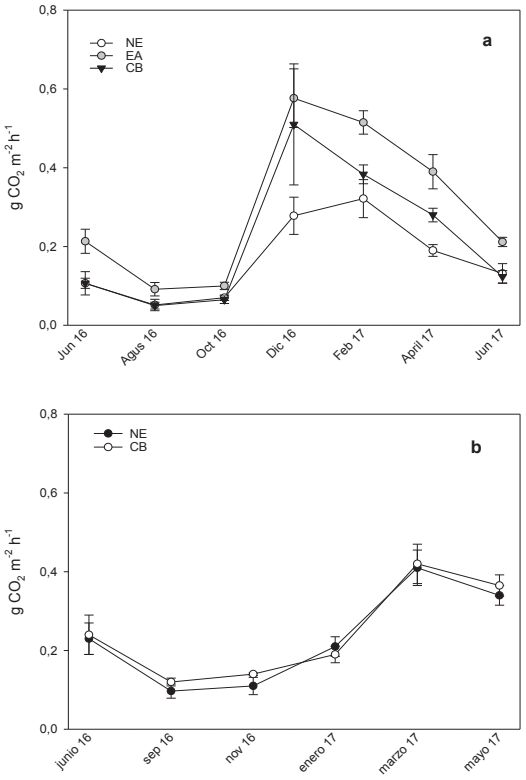


Fig. 2 – Tasas de respiración de suelo en cultivos de *C. cardunculus* en suelos contaminados (a) y degradados por pérdida de materia orgánica (b). NE = no enmendado; CB = compost de biosólidos; EA = espuma de azucarera.

Agradecimientos

Al Ministerio de Economía y Competitividad por el proyecto BIORESMED (AGL2014-55717-R).

Referencias bibliográficas

[1] Domínguez, M.T., Montiel-Rozas, M.M., Madejón, P., Diaz, M.J., Madejón, E. 2017. The potential of native species as bioenergy crops on trace-element contaminated Mediterranean lands. SCI. TOTAL ENVIRON. 590–591: 29–39.

[2] Domínguez, M.T., Alegre, J.M., Madejón, P., Madejón, E., Burgos, P., Cabrera, F., Marañón, T., Murillo, J.M. 2016. River banks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. GEODERMA 261: 133–140.

[3] Domínguez, M.T., Marañón, T., Murillo, J.M., Schulin, R., Robinson, B.H. 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. ENVIRON. POLLUT. 152: 50–59.

Estrategias de restauración del suelo en la cuenca del río Guadiamar. Evaluación de 20 años de seguimiento tras el accidente minero de Aznalcóllar

Soil restoration strategies in the Guadiamar River Valley. Evaluation of 20 year of monitoring after the Aznalcóllar mining accident

María T. Domínguez[1,2*], Engracia Madejón[1], Paula Madejón[1], Francisco Cabrera[1], José Manuel Murillo[1], Teodoro Marañón[1],

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla. *mdominguez23@us.es

[2] Universidad de Sevilla, Departamento Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Profesor García González, 41012, Sevilla

Resumen

El accidente de Aznalcóllar (1998, Sevilla) supuso una de las mayores catástrofes ambientales ocurridas en Europa hasta la fecha. Tras las operaciones de emergencia realizadas para frenar el vertido minero se emprendió el proyecto del Corredor Verde del Guadiamar, en el que se priorizó la inmovilización de contaminantes del suelo mediante el uso de enmiendas y la reforestación con especies leñosas nativas. El objetivo de este trabajo es resumir el seguimiento de los suelos realizado en la zona durante estos 20 años posteriores al accidente, y evaluar el éxito de la aplicación de las enmiendas para la restauración de estos suelos contaminados. En una parcela experimental donde se ensayaron distintas enmiendas de suelo, se observó el efecto positivo del compost de bisólidos y la espuma de azucarera en el pH y el contenido en carbono ogánico del suelo, siendo este efecto persistente 14 años después de la primera adición de enmienda. El seguimiento a mayor escala de los suelos afectados mostró que algunos suelos de taludes y cauces del río siguen presentando condiciones de bajo pH (< 4) que favorecen la solubilidad de elementos potencialmente tóxicos como Cd y Zn, aunque en general la contaminación en la llanura aluvial está muy estabilizada.

Palabras clave: elementos traza, enmienda, fitorrecuperación, Cd, contaminación

Abstract

The Aznalcóllar mining accident (1998, Sevilla) was considered as one of the worst environmental catastrophes at the date of the accident. After the emergency clean-up operations, the Guadiamar Green Corridor project was launched, in which priority was given to the inmobilization of contaminating trace elements into the soil by using soil amendments and re-vegetation with native woody plant species. The aim of this work is to summarize 20 years of monitoring of soils in the area, and to evaluate the success of the amendment application for the remediation of these contaminated soils. In an experimental field site where different soil amendments were tested we found a positive effect of these amendments on soil pH and organic carbon content, which persisted over 14 years after first amendment addition. A large-scale monitoring of the soils within the affected area showed that, in some spots in the Guadiamar Green Corridor, soil conditions in river banks and channels are still highly acidic (< 4), which favours the solubility of potentially toxic trace elements, such as Cd and Zn. In general, contamination in soils on the floodplain is relatively stabilized.

Keywords: trace elements, amendment, phytoremediation, Cd, contamination

Introducción

El accidente minero de Aznalcóllar (abril 1998, Sevilla) supuso una de las mayores catástrofes ambientales ocurridas en Europa hasta la fecha. Entre 4 y 5 millones de m^3 de lodo y aguas ácidas fueron vertidos a los afluentes del río Guadiamar tras la ruptura de la balsa de decantación de la mina de los Frailes. El vertido fue una catástrofe ecológica para los ecosistemas riparios (conllevó la desaparición de practicamente todos los peces y anfibios del río), una debacle económica para los agricultores de la zona, así como una amenaza para zonas protegidas cercanas, en especial para el Parque Nacional de Doñana en donde desemboca el río Guadiamar. Tras las operaciones de emergencia realizadas para frenar el avance de la riada hasta este parque, la Junta de Andalucía, asesorada por varios expertos, emprendió el proyecto del Corredor Verde del Guadiamar, en el que se priorizó la inmovilización de los elementos traza contaminantes del suelo. Para ello, se emplearon distintas enmiendas de suelo y se reforestó la zona afectada con especies nativas mediterráneas.

El objetivo de este trabajo es resumir el seguimiento de los suelos realizado en la zona durante estos 20 años posteriores al accidente, y evaluar el éxito de la aplicación de las enmiendas y el establecimiento de la vegetación para la restauración de estos suelos contaminados.

Material y métodos

Tres tipos de enmienda fueron utilizados durante los trabajos de recuperación de los suelos: enmiendas cálcicas (espuma de azucarera), suelo rojo rico en óxidos de hierro y diferentes emmiendas orgánicas (compost) [1]. La cantidad y localización de aplicación de cada una de estas enmiendas no fue exacta. Por ello, en 2002 se implantó un ensayo en condiciones semi-controladas en la finca experimental "El Vicario", en la que previamente sólo se había retirado el lodo y la capa más superficial del suelo, sin que se hubiera añadido ninguna enmienda. En esta parcela se establecieron tres tratamientos: aplicación de compost de biosólidos (CB), aplicación de espuma de azucarera (EA), y un control sin adición de enmienda.

En 2005 cada cuadro experimental (*plot*) fue dividido en dos, y a una de las mitades se le volvió a aplicar una dosis de la misma enmienda. Desde entonces, se han realizado medidas con distinta periodicidad de las principales propiedades del suelo (pH y concentraciones de metales solubles) y de la transferencia de estos metales a las plantas que espontáneamente colonizaron la zona [1].

A mayor escala, se ha realizado un seguimiento de los suelos en el área afectada por la riada y sometida a las actuaciones de recuperación acometidas por el gobierno regional [2,3]. En diferentes momentos desde el año 2000 hasta el 2016 se han analizado las concentraciones totales y disponibles de elementos traza en los suelos.

Resultados y discusión

En la parcela experimental "El Vicario" se observó el efecto positivo de ambos tipos de enmiendas en el pH del suelo, una de las variables que más influyen en la solubilidad de los elementos traza en el suelo y su transferencia a la vegetación. El valor medio de pH en los suelos tratados con CB y, especialmente, en los tratados con EA fue significativamente mayor que en los suelos control durante todo el período de experimentación (Fig. 1), lo cual propició una menor solubilidad de los elementos traza catiónicos en los suelos tratados con enmienda (datos no mostrados). El contenido en materia orgánica y nutrientes también aumentó con la aplicación de las enmiendas; en comparación con los suelos control, los suelos enmendados con EA y CB presentaron un 47% y un 67% más de carbono orgánico total, respectivamente, 14 años después de la primera adición [1].

El seguimiento a mayor escala de la evolución de la contaminación en la zona afectada por el vertido mostró que, 16 años después del accidente, el grado de

recuperación de los suelos fue variable. Dependió, por un lado, de la capacidad de los suelos para amortiguar los cambios de pH originados por el vertido y, por otro, de la localización topográfica de los suelos, que condicionó la accesibilidad para las actuaciones de limpieza y recuperación. En los cauces y taludes del río en la parte norte del Corredor Verde existen ciertos parches deprovistos de vegetación, donde las condiciones de bajo pH (< 4) favorecen la solubilidad de elementos potencialmente tóxicos, como Cd y Zn. En las llanuras aluviales, sin embargo, las concentraciones solubles de estos elementos son relativamente bajas, indicando un alto grado de estabilización de la contaminación en el suelo [2]. Se observó una cierta redistribución de los elementos traza a lo largo de la cuenca dependiente de la naturaleza química de los elementos: Cd y Zn fueron transportados en mayor medida desde los suelos inicialmente más contaminados de la parte superior del Corredor hasta la parte inferior de la cuenca, mientras que As y Pb permanecieron en los suelos más cercanos a la mina [2].

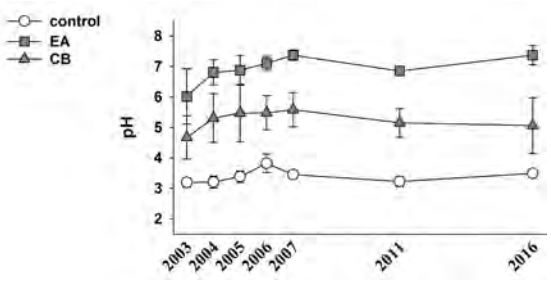


Fig. 1 – Evolución del pH del suelo (media ± desviación estándar) en el experimento de adición de enmiendas. CB = compost de biosólidos, EA = espuma de azucarera.

Conclusiones

El accidente minero de Aznalcóllar supuso un reto ambiental, a partir del cual se ha generado mucho conocimiento sobre la evolución de la contaminación del suelo por elementos traza, y sobre la gestión de suelos afectados por este tipo de contaminación. Los resultados obtenidos, tanto a nivel experimental como a través del seguimiento de los suelos afectados en campo, sugieren que la fitoestabilización (combinación de enmiendas y plantas para reducir la movilidad de los elementos traza) puede ser una alternativa viable para la gestión de este problema ambiental. Sin embargo, la aplicación de esta técnica requiere un seguimiento continuo de las condiciones del suelo (en especial del pH) para asegurar el mantenimiento a largo plazo de las condiciones que propician una inmovilización efectiva de los elementos traza en el suelo y evitar su entrada en la red trófica.

Agradecimientos

Agradecemos al Ministerio de Economía, Industria y Competitividad por los proyectos RESTECO (CGL2014-52858-R) y BIORESMED (AGL2014-55717-R), a la Comisión Europea por el proyecto RECARE (FP7/2007-2013, grant number 603498), y al personal técnico del IRNAS-CSIC por su participación en los diferentes estudios.

Referencias bibliográficas

[1] Madejón, P, Domínguez, MT, Madejón, E, Cabrera, F, Marañón, T, Murillo, JM. 2018. Soil-plant relationships and contamination by trace elements: A review of twenty years of experimentation and monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) mine accident. SCI. TOTAL ENVIRON 625: 50-63.

[2] Domínguez, MT, Alegre, JM, Madejón, P, Madejón, E, Burgos, P, Cabrera, F, Marañón, T, Murillo, JM. 2016. River banks and channels as hotspots of soil pollution after large-scale remediation of a river basin. GEODERMA, 261: 133-140.

[3] Domínguez, MT, Marañón, T., Murillo, J.M., Schulin, R., Robinson, B.H, 2008. Trace element accumulation in woody plants of the Guadiamar Valley, SW Spain: A large-scale phytomanagement case study. ENVIRON. POLLUT. 152: 50–59.

Uso de arcillas como material adsorbente para la eliminación de plaguicidas.

Use of clay as adsorbent material to remove pesticides.

Durán, Esperanza[1*]; Bueno, Salvador[2]; Hermosin, M. Carmen[1]; Cox, Lucía[1]; Gámiz, Beatriz[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología. Avda. Reina Mercedes nº10. 41001, Sevilla, esperanza.duran@irnas.csic.es,

[2] Fundación Innovarcilla. Pol. Ind. El Cruce. C. Los Alamillos, nº 25. 23710 Bailén, Jaén.

Resumen

El desarrollo de materiales de tipo arcillosos que inmovilicen los plaguicidas aplicados en el suelo, tiene como principal fin la minimización de pérdidas por lixiviación que podría desembocar en episodios de contaminación agrícola en el agua. En este trabajo se busca optimizar la modificación de una arcilla natural de bajo coste suministrada por el Centro Tecnológico Innovarcilla conocida como Arcilla Blanca de Bailén (CTI), con el fin de aumentar su capacidad de adsorción de plaguicidas y por tanto su inmovilización en el suelo. De este modo, la CTI fue modificada mediante la saturación a distintas concentraciones iniciales de Fe^{3+} (CTI-Fe) y de HDTMA (CTI-HDTMA). Además, con fines comparativos, se utilizó una arcilla comercial, Cloisite® 10A (CL). Para la granulación se usaron como aglomerantes cera carnauba, cera de abeja y resina en diferentes cantidades. Los ensayos de resistencia de los gránulos en agua mostraron buen comportamiento. Los resultados de los experimentos de adsorción de los plaguicidas en las arcillas sin granular y granuladas, concluyeron que ambas ceras mostraron porcentajes de adsorcion superiores a los alcanzados en los gránulos preparados con resina. Estos resultados pueden servir como estudio preliminar para el posible uso de los granulados de estas arcillas modificadas en la descontaminación de suelos.

Palabras clave: adsorción, arcillas, contaminación, plaguicidas, suelos

Abstract

The main objective of the development of clay materials that immobilize soil applied pesticides is the minimization of leaching losses that could lead to episodes of argricultural contamination of water. In this study, the modification of a low-cost natural clay will be optimized in order to increase the adsorption capacity for pesticides and therefore their immobilization in the soil. For this, natural clay supplied by Centro Tecnológico Innovarcilla (CTI) was modified by saturation at different initial concentrations of Fe^{3+} (CTI-Fe) and hexadecyltrimethyllammonium (CTI-HDTMA). In addition, for comparative purposes we used commercial clay, Cloisite 10A® (CL). For the granulation, carnauba wax, bee wax and resin were used in different amounts as binders. The tests of water resistance on granules showed good behaviour. Pesticide adsorption experiments concluded that wax granulates (carnauba and bee wax) showed higher percentages of adsorption than granules made with resin. These results could work as a preliminary study for the possible use of the granules of these modified clays for soil decontamination.

Keywords: adsorption, clays, pollution, pesticides, soils

Introducción

La presencia de plaguicidas en las aguas del Valle del Guadalquivir se ha puesto de manifiesto en diversos estudios de monitorización de aguas [1,2]. Las arcillas de tipo esmectítico presentes de forma natural en los suelos presentan buenas propiedades adsorbentes y su estructura laminar con carga negativa compensada con cationes interlaminares permite mejorar esta capacidad [3]. Por otro lado, para ser aplicadas en suelos, presentan incovenientes como su pequeño tamaño y su carácter expansible. Debido a ésto, es necesario el aumento en el tamaño mediante procesos de granulación con la ayuda de un espesante o aglomerante [4]. Este trabajo contempla la optimización en la preparación de arcillas de bajo coste y evalúa su preparación en gránulos para su posible utilización en la recuperación de suelos contaminados por plaguicidas.

Materiales y Métodos

Se utilizó una arcilla natural de bajo coste (contenido esmectita, 30%) del Centro Tecnológico Innovarcilla conocida como Arcilla Blanca de Bailén (CTI), procedente de una cantera natural de Bailén (Jaén). Esta arcilla fue previamente descarbonatada y modificada mediante la saturación en Fe^{3+} (CTI-Fe) a concentraciones iniciales de 1 M, 0,5 M y 0,33 M; y con hexadeciltrimetilamonio (CTI-HDTMA) a concentraciones iniciales de 0,1 M, 0,05 M, y 0,033 M. Con fines comparativos se utilizó Cloisite®10A (CL), que es una montmorillonita modificada con cadenas basadas en grupos dimetil-bencil amonio. Los plaguicidas utilizados fueron terbutilazina (Ter), tebuconazol (Teb) y MCPA. Para la obtención de los gránulos se probaron tres aglomerantes: Cera de Abeja (A), Cera Carnauba (B) y resina (R), los cuales fueron seleccionados por ser materiales de carácter natural e inocuo. Fueron ensayados a diferentes porcentajes, 15 %, 20% y 25% (p/p) para el caso de las ceras, mientras que para la resina, este porcentaje tuvo que ser aumentado llegando a un 30% (p/p). La adsorción de los plaguicidas se llevó a cabo haciendo interaccionar por triplicado 20 mg del adsorbente (arcilla modificada/ gránulo) con 8 ml de una disolución inicial a 1 mg/l conteniendo simultáneamente los plaguicidas (terbutilazina, tebuconazol y MCPA). Las concentraciones de estos compuestos orgánicos se cuantificaron por cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

Resultados y discusión

Tabla1. Porcentaje de adsorción de los plaguicidas en las distintas arcillas preparadas.

	MCPA (%)	***Teb. (%)***	***Ter. (%)***
Fe 1M	76	93	73
Fe 0,5M	44	95	78
Fe 0,33 M	11	94	70
HDTMA 0,1M	100	91	56
HDTMA 0,05M	96	81	45
HDTMA 0,033M	81	81	40

Los porcentajes de adsorción de los plaguicidas estudiados en las diferentes concentraciones de Fe^{3+} y HDTMA se muestran en la Tabla 1. Los mejores resultados se obtuvieron con Fe 1M y HDTMA 0,05 M.

Tabla.2. Porcentaje de resistencia al agua de las arcillas granuladas en función del tipo y el porcentaje de aglomerante

	Cera de Abeja			*Cera Carnauba*			*Resina*	
	15 %	**20 %**	**25 %**	**15 %**	**20 %**	**25 %**	**15 %**	**30 %**
CL	**87**	**---**	**---**	**---**	**73**	**71**	**78**	**68**
HDTMA	**44**	**44**	**50**	**35**	**45**	**54**	**---**	**41**
Fe	**75**	**61**	**71**	**34**	**80**	**56**	**---**	**49**

En la Tabla 2 podemos destacar que, en general, los gránulos se caracterizaron por ofrecer una buena resistencia a la disgregación en agua, destacando el comportamiento de la cloisite® 10A con las ceras, a la que sigue la CTI-Fe, mientras la CTI-HDTMA presenta el peor comportamiento relativo. Los gránulos

fabricados con la resina presentaron la menor resistencia en agua para todos los casos.

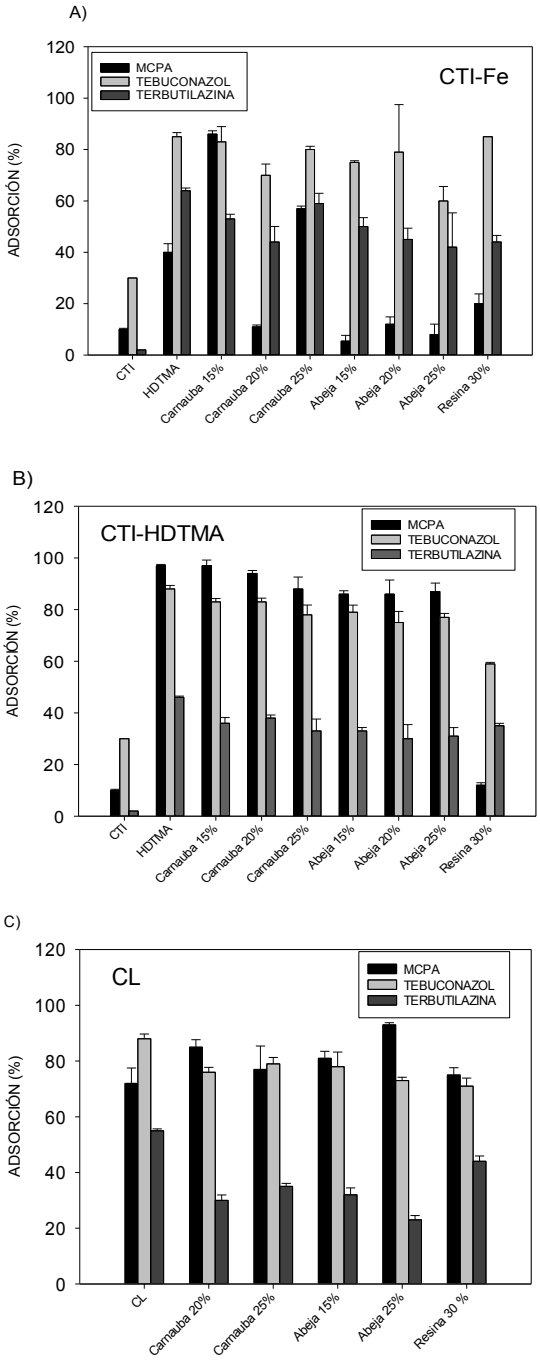


Fig.1. Porcentajes de adsorción obtenidos a una concentración inicial de 1 mg/ml de terbutilazina, tebuconazol y MCPA dispuestos conjuntamente para cada una de las arcillas CTI-HDTMA a), CTI-Fe b) Y CL c), en funcion de los diferentes aglomerantes.

En la Fig.1. se representan los porcentajes de adsorción de los tres plaguicidas seleccionados en las diferentes arcillas en polvo y granuladas mediante los aglomerantes ensayados: cera carnauba (C), cera de abeja (B) y resina (R); a diversas proporciones (15%, 20%, 25% y 30%).

Para el caso de la CTI-Fe (Fig.1A), el porcentaje de adsorción mayor lo presentaron para el tebuconazol, y además se obtiene un pequeño aumento en la adsorción para el caso la terbutilazina (70%-50%). La presencia de Fe^{+3} en esta arcilla induce a la ionización de las moléculas de agua, lo que da lugar a un aumento de la acidez superficial [5]. Este aumento en la acidez hace que el compuesto se encuentre probablemente en su forma protonada permitiendo así la adsorción [6].

Por otro lado, para el caso de la CTI-HDTMA (Fig.1.B)) no se observaron diferencias significativas entre la adsorción de la arcilla sin granular (sin aglomerante) y la adsorción de las arcillas granuladas (100%-40%). La adsorción disminuye ligeramente a medida que el porcentaje de aglomerante aumenta, como consecuencia de que los poros superficiales de la CTI puedan estar siendo obstruidos con la resina [7]. El mayor porcentaje de adsorción, para los gránulos de cera de abeja y de carnauba, la obtenemos para el plaguicida de carácter ácido (90%-100%). Este incremento, es debido a que, tras la modificación de las arcillas con cationes alquilamonio, especialmente a niveles de pH bajos, predomina la forma protonada del pesticida [8] y se favorece la adsorción.

Los gránulos de CL (Fig.1.C)) presentaron un comporatmiento similar en los porcentajes de adsorción de plaguicidas parecidos a los obtenidos en la arcilla modificada con HDTMA. Para este caso ni el tipo de aglomerante, ni su porcentaje, afectaron.

En todos los casos, los gránulos preparados con resina (Fig.1.), presentaron porcentajes de adsorción menores, lo que indica que este no sería el más recomendable para usarlo como aglomerante.

Si bien las arcillas presentaron unos porcentajes de adsorción moderadamente

altos, los procesos de desorción, mediante los cuales los plaguicidas vuelven a estar libres en disolución y la posible degradación de los plaguicidas deben tenerse en cuenta y serán objeto de ensayos posteriores.

Conclusiones

Las modificaciones de la arcilla ensayadas resultaron ser eficaces para aumentar la capacidad de adsorción de las arcillas modificadas con respecto a las arcillas sin modificar. La cera carnauba fue el mejor agente aglomerante por no afectar significativamente a su capacidad de adsorción y por presentar una mayor resistencia al agua. Estos resultados pueden servir como estudio preliminar para el posible uso de estas arcillas en la recuperación de suelos contaminados por plaguicidas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con los proyectos de la Junta de Andalucía (P11-AGR-7400) y RECUPERA 2020 (MCINN_CSIC). E. Durán agradece la concesión de la Beca Predoctoral FPI asociada (P11-AGR-7400).

Referencias bibliográficas

[1] Robles-Molina, J, Gilbert-López B, García-Reyes J.F., Molina-Díaz A. 2014. Monitoring of selected priority and emerging contaminants in the Guadalquivir River and other related Surface waters in the province of Jaén, South East Spain. SCI. TOTAL ENVIRON. 479-480: 247-257.

[2] Hermosín, M.C., Calderón, M.J., Real, M., Cornejo, J. 2013. Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). AGR. ECOSYST. ENVIRON. 164: 229-243.

[3] Lagaly, G. 2001. Pesticide-clay interactions and formulations. APP. CLAY SCI. 18: 205-209.

[4] Shanmugam, S. 2015. Granulation techniques and technologies: recent progresses. BIOIMPACTS. 5 (1): 55-63.

[5] Celis, R., Cornejo, J., Hermosín, M.C. 1996. Surface of fractal dimensions of synthetic clay-hydrous iron oxide associations from nitrogen adsorption isotherms and mercury porosimetry. CLAY MINER. 31: 355-363.

[6] Celis, R., Hermosín, M.C., Cornejo, J., Koskinen, W.C., 1997b. Sorption–desorption of antrazine and simazine by model soil colloidal components. Soil SCI. SOC. AM. J. 61: 436-443.

[7] Mysore, D., Viraraghavan, T., Jin, Y.C. 2005. Treatment of oily waters using vermiculite. WATER RES. 39: 2643–2653

[8] Hermosín, M.C., Cornejo, J. 1992. Removing 2.4-D from water by organo-clays. CHEMOSPHERE. 24: 1493-1503.

¿Qué factores afectan a la diversidad de organismos edáficos en entornos urbanos?

Which factors affect the diversity of soil organisms in urban environments?

Epelde, Lur*, Martín, Iker, Salazar, Oihane, Artetxe, Ainara, Del Hierro, Oscar, Garbisu, Carlos

NEIKER-Tecnalia, Departamento de Conservación de Recursos Naturales. C/ Berreaga 1. E-48160 Derio, SPAIN
*lepelde@neiker.eus

Resumen

A medida que se expanden las ciudades, la planificación de los espacios verdes urbanos y la conservación de la biodiversidad presente en ellos están cobrando más importancia. Los organismos del suelo, proveedores de servicios ecosistémicos imprescindibles, rara vez han sido estudiados en este contexto. El objetivo de este estudio fue identificar los factores o variables que tienen mayor influencia en la diversidad y composición de organismos del suelo de distintos tamaño en espacios verdes urbanos. Para ello, se muestrearon 37 áreas verdes del municipio de Donostia-San Sebastian con distinto grado de fragmentación, tipo de vegetación y propiedades del suelo. En estas muestras de suelo, se determinaron la diversidad y composición estructural de macrofauna, mesofauna y microorganismos. De entre los factores estudiados, el carbono del suelo, el tamaño del área verde y la distancia a un área verde extensa explican de forma significativa la diversidad y composición de los organismos edáficos. Aun así, el porcentaje de la varianza explicada por estas variables es muy reducido. Ahondar en el conocimiento de los procesos ecológicos en ciudades facilitará el diseño y la gestión de los espacios verdes urbanos, de forma que promuevan la conservación de la biodiversidad de múltiples grupos taxonómicos.

Palabras clave: Áreas verdes urbanas, biodiversidad, fragmentación, suelo

Abstract

As cities expand, planning urban green spaces and conserving their biodiversity are becoming more and more important. Soil organisms, providers of essential ecosystem services, have rarely been studied in this context. The objective of this study was to identify the factors or variables that have the greatest influence on the diversity and composition of soil organisms of different sizes in urban green spaces. To this purpose, 37 green areas with different degrees of fragmentation, type of vegetation and soil properties were sampled in the municipality of Donostia-San Sebastian. In these soil samples, the structural diversity and composition of macrofauna, mesofauna and microorganisms were determined. Among the studied factors, soil carbon, the size of the green area and the distance to an extensive green area significantly explain the diversity and composition of soil organisms. Even so, the percentage of the variance explained by these variables is very small. Delving into the knowledge of ecological processes in cities will facilitate the design and management of urban green spaces, so as to promote the conservation of the biodiversity of multiple taxonomic groups.

Keywords: Urban green spaces, biodiversity, fragmentation, soil

Introducción

A medida que se expanden las áreas urbanas y la población humana se concentra en ellas, la comprensión de los procesos ecológicos que se dan en las ciudades es cada vez más importante para la conservación de la biodiversidad [1]. Los espacios verdes urbanos son hábitats críticos para mantener la biodiversidad, pero el conocimiento que tenemos sobre ellos es muy limitado.

El caracter fragmentado de los espacios verdes urbanos los hace ideales para ser estudiados desde una perspectiva metapoblacional. Factores como tamaño del área, conectividad y calidad han mostrado ser importantes para muchos grupos taxonómicos [2].

Por otro lado, la mayoría de estudios se han centrado en organismos que habitan sobre el suelo, pero la mayor parte de la biodiversidad terrestre está oculta en el suelo [3]. Es habitual clasificar a los organismos del suelo de acuerdo a su anchura corporal: (i) macrofauna: 500 µm-50 mm, e.g. lombrices, termitas; (ii) mesofauna: 80 µm-2 mm, e.g. colémbolos, ácaros; (iii) microfauna: 5-120 µm, e.g. protozoos, nematodos; y (iv) microorganismos: 1-100 µm, e.g. bacterias, hongos.

La biota edáfica realiza un conjunto de funciones y, por ende, servicios ecosistémicos asociados de enorme importancia (e.g., reciclaje de nutrientes, formación de agregados) [4]. Por otra parte, las comunidades biológicas subterráneas y aquellas que viven sobre la superfice del suelo (e.g., la vegetación) están íntimamente ligadas.

El objetivo de este estudio fue identificar los factores o variables relacionados con la fragmentación del hábitat, la vegetación y las propiedades del suelo que tienen mayor influencia en la diversidad y composición de los organismos del suelo (macrofauna, mesofauna y microorganismos) de espacios verdes urbanos.

Material y métodos

En el mes de octubre de 2017 se muestrearon 37 áreas verdes de distinto tamaño (hasta 6.250 m^2), aislamiento (distancia hasta otra área verde de igual o mayor tamaño, y distancia hasta un "área verde extensa" con un área superior a 20.000 m^2) y vegetación (arbórea, arbustiva o herbácea) en el municipio de Donostia-San Sebastián. Del centro de cada área se extrajo un bloque de suelo de 25 cm^3, para a continuación cuantificar los morfotipos de macrofauna y sus abundancias [5].

En el laboratorio, parte de la muestra de suelo se colocó en embudos Berlese-Tullgren para extraer la mesofauna, que luego se estudió bajo una lupa para identificar y cuantificar los morfotipos. El resto de muestra se tamizó (<2 mm) y se utilizó para medir pH y contenido en C y N (mediante analizador LECO). Finalmente, se extrajo el DNA de las muestras utilizando el kit Power Soil™ DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories). Con la técnica ARISA se obtuvieron los perfiles genéticos a nivel de comunidad de las bacterias del suelo [6].

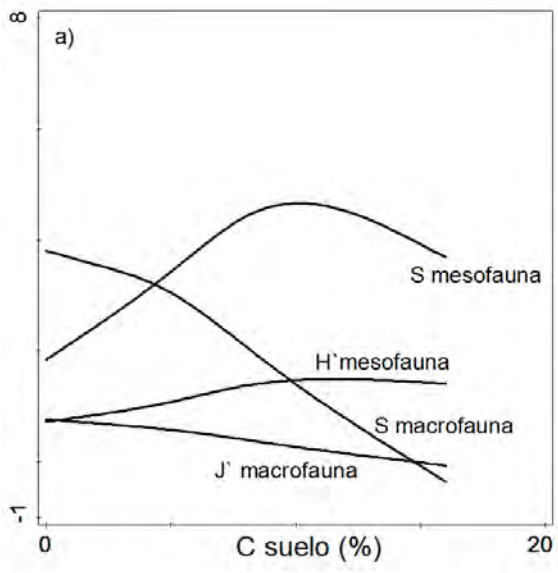
Los resultados de ARISA fueron analizados con el software GeneMarker (Softgenetics LCC). Para cada escala de estudio de los organismos edáficos (macrofauna, mesofauna y microorganismos), se calcularon índices de diversidad (riqueza S, Shannon H' y Pielou J'). Los análisis estadísticos de modelos generalizados aditivos y partición de la varianza se realizaron utilizando Canoco 5 (7].

Resultados y discusión

Cabe remarcar que la diversidad y abundancia de los organismos edáficos hallada en los suelos urbanos fue considerable, constatando que incluso las más pequeñas áreas verdes urbanas albergan biodiversidad. Por ejemplo, se hallaron un total de 10 y 16 morfotipos de macrofauna y mesofauna, respectivamente (datos no mostrados). Estudios recientes indican que las comunidades microbianas [8] y de ácaros oribátidos [9]

de entornos urbanos son tan ricas en especies como sus respectivos controles en bosques suburbanos, lo que puede ser sorprendente dado el alto grado de alteraciones (e.g., contaminación, perturbaciones físicas) presentes en condiciones urbanas.

De todas las variables estudiadas (tamaño del área verde, distancia hasta otra área verde de igual o mayor tamaño, distancia hasta un "área verde extensa", tipo de vegetación, pH, C y N), tan sólo el contenido en C del suelo y el tamaño del área verde dieron resultados significativos con alguno de los valores de diversidad alfa calculados. A medida que el carbono del suelo aumentaba, los índices de S y J' de macrofauna tendían a disminuir (Fig. 1a), al contrario que los índices S y H' de mesofauna. Por otro lado, a medida que aumentaba el tamaño del área verde, el H' de mesofauna disminuía (Fig. 1b).



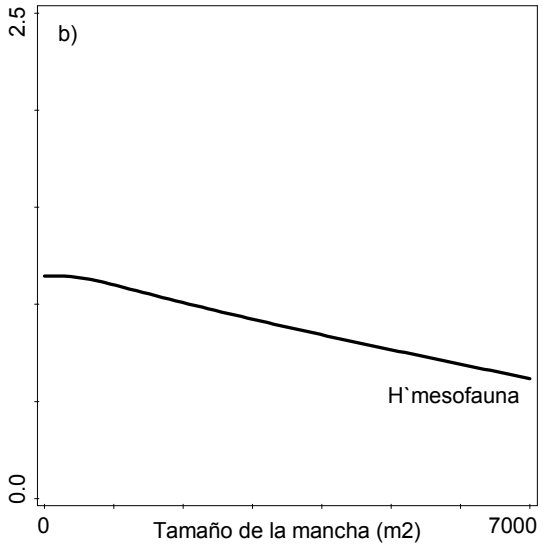


Fig. 1 – Modelos generalizados aditivos significativos de los índices de diversidad de macro- meso- y microorganismos contra los factores estudiados.

En cuanto a la composición estructural de los organismos edáficos, pocas variables explicaron de forma significativa la variabilidad de los datos (Tabla 1). Estas variables fueron diferentes según la escala de los organismos objeto de estudio.

Tabla 1 – Variables significativas del análisis de la partición de la varianza de la composición de organismos edáficos medida a distintas escalas

Escala	Variable	% de la varianza explicada que corresponde a la variable	% de la varianza total que corresponde a la variable	F	P
Macrofauna	C del suelo	75.5	4.4	2.7	0.03
Mesofauna	Tamaño del área	85.3	12.4	6.3	0.004
	C del suelo	33.7	4.9	2.9	0.05
Microorganismos	Distancia a área "extensa"	45.1	0.7	1.2	0.002

De los resultados obtenidos, queda patente la importancia del contenido en C del suelo para los organismos edáficos del suelo. Esto era esperable, ya que la fracción orgánica de este carbono es la base de la fertilidad del suelo. Sin embargo, en las escalas más pequeñas de estudio (mesofauna y microorganismos) también aparecen variables relacionadas con la fragmentación del hábitat. Los espacios verdes urbanos se caracterizan por ser áreas muy fragmentadas, aisladas y pequeñas. Otros estudios también sugieren que tanto el tamaño como la calidad de las áreas verdes tienen influencia sobre las poblaciones vegetales y animales en ciudades [2]. Asimismo, hay cada vez más evidencias de que la conectividad del paisaje fomenta la biodiversidad en hábitats urbanos fragmentados [10]. Lo que no era esperable de nuestros resultados era que los organismos de mayor escala tuvieran una menor afección por parte de las variables relacionadas con la fragmentación, dada su mayor dependencia de la escala.

Un último aspecto que cabe remarcar tiene que ver con el bajo porcentaje de la varianza explicado por las variables estudiadas. Al estudiar la diversidad de ácaros oribátidos en entornos urbanos, Caruso y cols. [9] obtuvieron resultados similares en los que los factores ambientales y bióticos controlaban sólo parcialmente los niveles de biodiversidad. Estos autores propusieron que a escala local la estocasticidad asociada a las condiciones de fragmentación y perturbaciones típicas de las áreas urbanas era responsable de la variabilidad en las comunidades de oribátidos.

Conclusiones

Entre los factores estudiados, variables relacionadas con las propiedades del suelo y la fragmentación del hábitat explican de forma significativa la diversidad y composición de los organismos edáficos. Aun así, el porcentaje de la varianza explicada es muy reducido.

Ahondar en el conocimiento de los procesos ecológicos en ciudades facilitará el diseño y la gestión de los espacios verdes urbanos, de forma que promuevan la conservación de la biodiversidad de múltiples grupos taxonómicos.

Agradecimentos

Este estudio ha sido realizado con el apoyo del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente a través de la Fundación Biodiversidad.

Referencias bibliográficas

[1] Seto, K.C., Güneralp, B., Hutyra, L.R. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. PROC NATL ACAD SCI. 109: 16083-16088.

[2] Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A. 2015. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. ECOL LETT. 18: 581-592.

[3] Bardgett, R.D., van der Putten, W.H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. NATURE 515: 505-511.

[4] Garbisu, C., Alkorta, I., Epelde, I. 2011. Assessment of soil quality using microbial properties and attributes of ecological relevance. APPL SOIL ECOL. 49: 1-4.

[5] Mijangos, I., Muguerza, E., Garbisu, C., Anza, M., Epelde, L. 2016. Health cards for the evaluation of agricultural sustainability. SPANISH J SOIL SCI. 6, 15-20.

[6] Cardinale, M., Brusetti, L., Quatrini, P., Borin, S., Puglia, A.M., Rizzi, A., et al. 2004. Comparison of different primer sets for use in automated ribosomal intergenic spacer analysis of complex bacterial communities. APPL ENVIRON MICROBIOL. 70: 6147-6156.

[7] ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2012. Canoco Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination, version 5.0. Ithaca, USA, Microcomputer Power.

[8] Ramirez, K.S., Leff, J.W., Barberán, A., Bates, S.T., Betley, J., Crowther, T.W., et al. 2014. Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York city's central park are similar to those observed globally. PROC R SOC B. 281: 20141988.

[9] Caruso, T., Migliorini, M., Rota, E., Bargagli, R. 2017. Highly diverse urban soil communities: Does stochasticity play a major role? APPL SOIL ECOL. 110: 73-78.

[10] Lepczyk, C.A., Aronson M.F.J., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., Macivor, J.S. 2017. Biodiversity in the city: Fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. BIOSCIENCE 67: 799-807.

Adsorción de fósforo en suelos y subproductos afectada por pH y tiempo de incubación

P adsorption on soils and by-products affected by pH and incubation time

Romar-Gasalla, Aurora[1], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[2], Arias-Estévez, Manuel[2], Núñez-Delgado, Avelino[1], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[1], Fernández-Sanjurjo, María J.[1,*]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

[2] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, España

* mf.sanjurjo@usc.es

Resumen

Se estudia la adsorción de fósforo en suelos, materiales piríticos y graníticos, concha de mejillón, cenizas de concha, serrín y residuos de pizarra, para diferentes pH y tiempos de incubación. La máxima adsorción varió desde pH <4 para el material pirítico, pH 4-6 para el suelo forestal, pH >5 para residuos de pizarra, pH >6 para ceniza de concha y pH 6-8 para concha de mejillón. Las incubaciones mostraron que la adsorción de P fue rápida (<24 h) para el suelo forestal, la ceniza de concha, el material pirítico y la concha fina, y netamente más lenta para el suelo del viñedo, material granítico, residuos de pizarra, serrín y concha gruesa. Para cualquier tiempo de incubación, la adsorción fue >90% en la ceniza de concha, mientras que en el suelo forestal, material pirítico y concha fina fue cercana al 100% en las primeras 24 horas de incubación. Estos resultados podrían ser útiles en la programación del correcto uso y/o reciclaje de los sorbentes estudiados, pensando en la inmovilización de P, en circunstancias en que cambian el pH y el tiempo de contacto.

Palabras clave: adsorción, fósforo, suelo, subproductos

Abstract

We studied P adsorption on soils, pyritic material, granitic material, mussel shell, shell ash, sawdust and slate waste for different pH and incubation times. Maximum P adsorption varied from pH <4 for pyritic material, pH 4-6 for forest soil, pH >5 for slate fines, pH >6 for shell ash, and pH 6-8 for mussel shell. P sorption took <24 h for forest soil, shell ash, pyritic material and fine shell, while it was clearly slower for vineyard soil, granitic material, slate waste, sawdust and coarse shell. For any incubation time, P adsorption was >90% on shell ash, with forest soil, pyritic material, and fine shell approaching 100% adsorption within 24 hours of incubation. These results could be useful to manage and/or recycle the soils and by-products studied, when focusing on P immobilization, in circumstances where pH changes and where contact time may vary from hours to days.

Keywords: adsorption, phosphorus, soil, by-products

Introducción

Los fertilizantes fosfatados tienen gran importancia en la producción global de alimentos [1], pero las dosis excesivas de fertilizantes ricos en P pueden causar efectos indeseables, desencadenando procesos de eutrofización en masas de agua [2].

La dinámica del P en los suelos depende principalmente de la mineralogía y los componentes y características de la materia orgánica, así como de la fuerza iónica y del pH de la solución del suelo. Sin embargo, el efecto del pH en la adsorción del P es controvertido. Por ejemplo, Yin et al. [3] indican que la adsorción de P disminuye al aumentar el pH, mientras que Pereira y De-Faria [4] encontraron que aumentó al aumentar el pH. Además, Liu et al. [5] encontraron que la atracción electrostática era más importante para adsorber P a un pH más bajo, mientras que la precipitación era más relevante a pH más alto.

Respecto al efecto del tiempo de contacto, estudios previos indican que las reacciones de adsorción de P son inicialmente rápidas, mientras que en un segundo paso los mecanismos de reacción son más lentos y pueden conducir a compuestos menos disponibles [6].

Aunque se han llevado a cabo numerosos estudios sobre la sorción de P en diferentes materiales, se podrían investigar muchos otros, especialmente aquellos que son de bajo costo y que pueden facilitar el reciclaje de subproductos y residuos [7]. Romar-Gasalla et al. [8] estudiaron con anterioridad la retención de P en los suelos y subproductos utilizados en el presente trabajo, pero no evaluaron la influencia del cambio de pH y el tiempo de incubación.

En este trabajo se estudian los efectos del pH y del tiempo de incubación en la adsorción de P para muestras de suelo forestal y de viñedo, materiales piríticos y graníticos, conchas de mejillón, cenizas de concha y de roble, serrín y residuos de pizarra.

Material y métodos

Se eligieron suelos y subproductos con características muy variadas, tal y como se observa en las Tablas 1 y 2

Tabla 1 – Características de los suelos y del material pirítico y granítico utilizados

	SF	SV	MP	MG
Textura	fa	Fa	fa	fa
C	4,22	2,94	0,26	0,11
N	0,33	0,23	0,04	0,04
pH	5,6	4,4	3.0	5,7
Sat Al	24,4	43,2	73,7	64,5
CICe	7,88	5,27	3,90	2,53
P disp	28,8	147,6	8,8	2,6

SF: suelo forestal; SV: suelo de viñedo; MP: material pirítico; MG: material granítico. Fa: franco arenosa C, N, Sat Al: %; CICe: cmol(+)kg^{-1}; P disp: mg kg^{-1}

Tabla 2 – Características de los subproductos utilizados

	CM	CC	CR	S	RP
C	11,3	13,21	6,69	46,13	0,20
N	0.21	1,13	0,10	0,03	0,02
pH	9.39	12.5	11,2	4,9	8,61
Sat Al	0.11	0.00	0.00	0,60	0,00
CICe	30.2	69,28	191,3	9,02	5,57
P disp	54.2	534,6	959,0	11,47	0,93

CM: concha mejillón: CC: ceniza concha; CR: ceniza roble; S: serrín; RP: residuos pizarra. C, N, Sat Al: %; CICe: cmol(+)kg^{-1}; P disp: mg kg^{-1}.

Adsorción de P a diferentes pH

Muestras triplicadas de los diferentes suelos y subproductos recibieron disoluciones de 100 mg L^{-1} de P y distintas concentraciones de HNO_3 o NaOH, tras lo cual fueron agitadas, centrifugadas y filtradas en condiciones definidas y controladas.

En el líquido resultante se determinó la concentración de P por espectroscopía visible-UV, siguiendo metodología estandarizada. Se calculó el P adsorbido considerando la diferencia entre la

concentración añadida y la presente en la solución de equilibrio.

Adsorción de P para distintos tiempos de incubación

Los distintos suelos y subproductos recibieron disoluciones de P de 100 mg L^{-1}, manteniendo el contacto durante 1 mes. Se tomaron alícuotas a diferentes tiempos de incubación: 0,5, 1, 2, 4, 8, 12, 24, 168 y 720 h (1 mes), se centrifugaron y filtraron en condiciones controladas, y se determinó la concentración de P siguiendo metodología estandarizada.

Resultados y discusión

Adsorción de P a diferentes pH

En la Figura 1 se observa que el suelo forestal (con pH_{pzc} 5,5) presentó adsorción máxima para el P a pH entre 4 y 6. En el material pirítico (con pH_{pzc} 3,5) se produjo adsorción máxima a pH <4. En los residuos de pizarra (con pH_{pzc} 9,5) tuvo lugar en el intervalo de pH **de** 5 a 12. En ambos tipos de concha de mejillón (con pH_{pzc} 9,7-9,9) se produjo adsorción máxima en el intervalo de pH de 6 a 9. Y en la ceniza de concha (con pH_{pzc} 12,9) tuvo lugar dentro del rango de pH 6 a 11. En los restantes materiales (suelo de viñedo, material granítico y serrín de pino), la influencia del pH fue aún menos clara.

La disminución de la adsorción de P con el aumento del pH observada en el material pirítico y en el suelo forestal podría deberse al incremento de grupos hidroxilo en la solución, por competencia entre OH^- y fosfatos. El suelo forestal, material granítico, y especialmente el pirítico, tienen componentes de carga variable, como oxihidróxidos de Fe y Al, arcillas de tipo caolinita y/o materia orgánica, que a pH ácido tienen carga positiva, favorececiendo la adsorción; pero cuando aumenta el pH del medio se produce desprotonación, con aparición de cargas negativas en los componentes de carga variable, disminuyendo la adsorción de P.

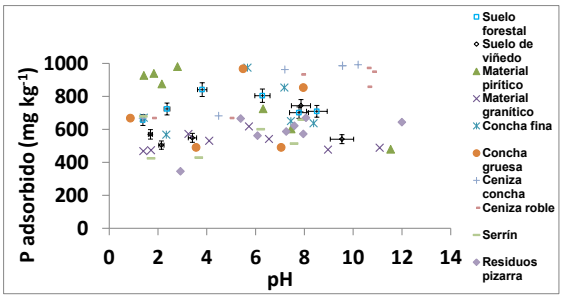


Fig. 1 – Fósforo adsorbido (mg kg^{-1}) en los suelos y subproductos estudiados, a diferentes pH.

Adsorción de P para distintos tiempos de incubación

En la Figura 2 se presentan los porcentajes de P adsorbido para diferentes tiempos de incubación. El suelo forestal, material pirítico, concha fina y ceniza de concha presentan adsorción rápida, alcanzando el máximo en 24 h en la mayoría de los casos. Por otro lado, el suelo del viñedo, el material granítico, los residuos de pizarra, la concha gruesa y el serrín muestran velocidad claramente más lenta. Las explicaciones sobre la existencia de la fase más lenta incluyen reacciones de precipitación, difusión en los poros superficiales o en la matriz adsorbente.

Para cualquier tiempo de incubación, la adsorción de P fue > 90% en cenizas de concha, siendo del 95% después de solo 4 horas de incubación. Además, el suelo forestal, el material pirítico y la concha fina adsorbieron cerca del 100% en las primeras 24 horas de incubación. El aumento en el tiempo de incubación dio como resultado un incremento significativo en la adsorción de P exclusivamente en el suelo del viñedo, residuos de pizarra, material granítico, serrín y concha gruesa.

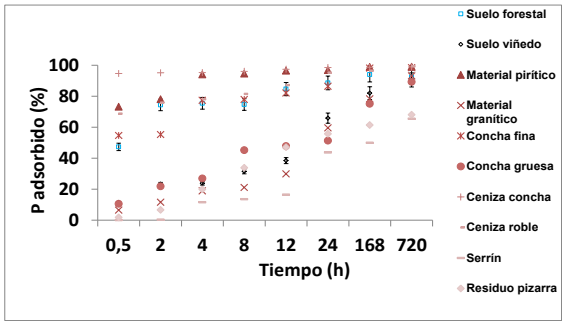


Fig. 2 – Fósforo adsorbido (%) en los suelos y subproductos estudiados, a diferentes tiempos de incubación.

Conclusiones

Tras realizar estudios de tipo "batch" con el fin de evaluar los efectos del pH y del tiempo de incubación sobre la adsorción de P en diferentes suelos y subproductos, los resultados indicaron que en general la influencia del pH sobre la sorción de P fue muy dependiente del material sorbente, con valores óptimos para la sorción que presentaron una amplio rango, desde 4 hasta 12. Con respecto al efecto del tiempo de incubación, la concha de mejillón, la ceniza de concha y el material pirítico mostraron una sorción muy rápida, alcanzando valores máximos dentro de las primeras 24 h, que se mantuvieron a partir de ese momento; sin embargo, el material granítico, los residuos de pizarra, el suelo de viñedo y el serrín presentaron una adsorción de P mucho más lenta. Estos resultados podrían ser útiles para programar el correcto manejo de los suelos y subproductos estudiados, en circunstancias en que se pretende controlar la concentración de P, y en que el pH y el tiempo de contacto con los materiales adsorbentes pueden sufrir cambios sustanciales. Esto podría ser especialmente interesante en casos de riesgos importantes de eutrofización de masas de agua.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (España), con cargo a los Proyectos de Investigación CGL2012-36805-C02-01 y CGL2012-36805-C02-02.

Referencias bibliográficas

[1] Chowdhury, R.B., Moore, G.A., Weatherley, A.J., Arora, M. 2017. Key sustainability challenges for the global phosphorus resource their implications for global food security and options for mitigation. J. CLEAN. PROD. 140(2): 945-963.

[2] Shinohara, R., Imai, A., Kohzu, A., Tomioka, N., Furusato, E., Satou, T., Sano, T., Komatsu, K., Miura, S., Shimotori, K. 2016. Dynamics of particulate phosphorus in a shallow eutrophic lake. SCI. TOTAL ENVIRON. 563-564: 413-423.

[3] Yin, H., Han, M., Tang, W. 2016. Phosphorus sorption and supply from eutrophic lake sediment amended with thermally-treated calcium-rich attapulgite and a safety evaluation. CHEM. ENG. J. 285: 671-678.

[4] Pereira, J.R., De-Faria, C.M.B. 1998. Phosphorus sorption in some soils of the semi-arid region of the Brazilian Northeast. PESQ. AGROPEC. BRAS. 33: 1179-1184.

[5] Liu, S., Tan, X., Liu, Y., Gu, Y., Zeng, G., Hu, X., Wang, H., Zhou, L., Jiang, L., Zhao, B. 2016. Production of biochars from Ca impregnated ramie biomass (*Boehmeria nivea* (L) Gaud) and their phosphate removal potential. RSC ADV. 6: 5871-5880.

[6] McGechan, M.B., Lewis, D.R. 2002 SW—Soil and Water: Sorption of phosphorus by Soil Part 1: Principles Equations and Models. BIOSYST. ENG. 82: 1-24.

[7] Arshadi, M., Foroughifard, S., Etemad-Gholtash, J., Abbaspourrad, A. 2015. Preparation of iron nanoparticles-loaded Spondias purpurea seed waste as an excellent adsorbent for removal of phosphate from synthetic and natural waters. J. COLLOID. INTERF. SCI. 452: 69-77.

[8] Romar-Gasalla, A., Rivas-Pérez, I.M., Paradelo-Núñez, R., Nóvoa-Muñoz, J.C., Arias-Estévez, M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Álvarez-Rodríguez, E., Núñez-Delgado, A. 2016. Phosphorus retention on forest and vineyard soil samples mussel shell pine-sawdust and on pyritic granitic and waste materials. GEODERMA 280: 8-13.

Comparação da eficácia de medidas de controlo da erosão pós-fogo: simulações com a USLE para cenários de aplicação no NE de Portugal

Compared performance of post-fire erosion control measures: simulations with USLE for application scenarios in NE Portugal

Figueiredo, Tomás de[1*], Fonseca, Felícia[1], Lima, Edson[1,2], Fleischfresser, Luciano[2], Hernández, Zulimar[3]

[1] CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal, tomasfig@ipb.pt .

[2] UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus de Campo Mourão, Paraná, Brasil.

[3] Departamento de Geologia e Geoquímica, Universidade Autónoma de Madrid, Canto Blanco, Espanha

Resumo

Os incêndios florestaisafetam anualmente vastas áreas do NE Portugal, contribuindo para a degradação do solo num território de montanha sob risco de erosão severo. O trabalho tem como objetivo comparar a eficácia de medidas de controlo da erosão pós-fogo em diferentes cenários de aplicação no NE Portugal. Estabeleceram-se 14 cenários representativos das áreas ardidas na região, calculando a respetiva erosão potencial (fatores R, K e S da USLE). Simularam-se graus de retenção de sedimentos e espaçamento de barreiras feitas com resíduos vegetaçais queimados, explorando o fator L. A sementeira foi simulada com o fator C e as taxas de crescimento da vegetação típicas de cada cenário. Classificou-se a eficácia das medidas pós-fogo pela redução do potencial para taxas de erosão toleráveis: baixa (>10), moderada (10 a 2) e elevada eficácia (<2 Mg ha-1 a-1). A sementeira é de baixa eficácia e recomenda-se a sua repetição no ano consecutivo. As barreiras têm eficácia genericamente elevada mas dependente dos parâmetros de projeto. A combinação de medidas tem elevada eficácia na maioria dos cenários. Os resultados mostram a necessidade de medidas adequadamente projetadas, adaptadas à diversidade regional das condições potenciais de erosão, para mitigar os impactos e acelerar a recuperação das áreas ardidas.

Palavras-chave: Erosão laminar, Áreas ardidas, Medidas de recuperação pós-fogo, USLE, NE Portugal.

Abstract

Wildfires annually affect large areas of NE Portugal, contributing to soil degradation in a mountain territory under severe erosion risk. The objective of this research is to compare the effectiveness of post-fire erosion control measures in different application scenarios in NE Portugal. Fourteen scenarios were set, representing the regional burnt areas, calculating their potential erosion using the USLE R, K and S factors. Simulations of sediment retention and spacing of barriers built up with burnt vegetation residues, were carried out using the L factor. Seeding was simulated with C factor and vegetation growth rates typical of each scenario. The effectiveness of post-fire measures was assessed by their ability to reduce potential erosion to tolerable rates: low (> 10), moderate (10 to 2) and high efficacy (<2 Mg ha-1 to-1). Seeding is a low efficacy measure and it is recommended to be repeated in the following year. Barriers have generally high efficacy which depends on design parameters. The combination of measures is highly effective in most scenarios. The results show the need of adequately designed measures, adapted to the regional diversity of potential erosion conditions, to mitigate impacts and accelerate burnt áreas recovery.

Keywords: Sheet erosion, Burnt areas, Post-fire recovery measures, USLE, NE Portugal.

Introdução

Os incêndios florestais são comuns no NE de Portugal, afetando anualmente vastas áreas e contribuindo para acelerar os processos de degradação do solo num território já de si sob severo risco de erosão [1]. Os incêndios ocorrem sobretudo em floresta e matos, os quais cobrem áreas de montanha em toda a região [1]. As medidas pós-fogo, necessárias para o controlo da erosão laminar nas vertentes, quando aplicadas, carecem todavia de projeto técnica e cientificamente fundamentado.

O estudo teve como objetivo avaliar a eficácia de medidas comuns de controlo da erosão em vertente, quando aplicadas em diferentes cenários de implementação representativos das áreas ardidas do Distrito de Bragança, NE Portugal.

Material e métodos

A área de estudo ocupa 6608 km^2 e situa-se no extremo NE de Portugal onde, a média anual ardida atingiu perto de 2% daquela superfície [2] [1] (Figura 1).

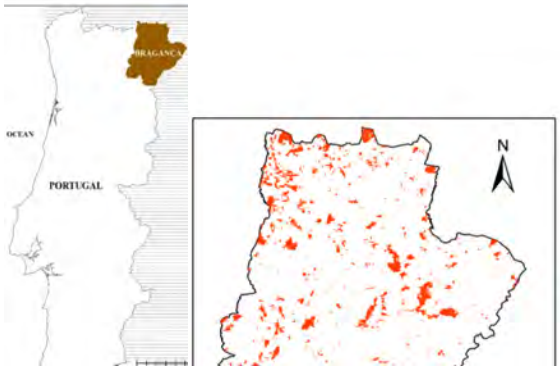


Figure 1 – Distrito de Bragança, NE Portugal: localização e áreas ardidas de 2005 a 2014 (dados do ICNF).

O estudo implicou a definição de cenários regionais para a aplicação simulada de medidas de controlo da erosão pós-fogo comuns (sementeira e barreiras), usando os procedimentos da Equação Universal de Perda de Solo, USLE [3]. Os 14 cenários de simulação definidos representam a gama de variação regional da precipitação, das características dos solos e do declive, para os quais a erosão potencial foi calculada como o produto dos fatores R, K e S da USLE (Quadro 1).

Quadro 1 – Cenários de simulação definidos pelo domínio climático, solo e declive, e respetiva perda potencial de solo estimada pela USLE (produtos dos fatores R, K e S).

Classe de Índice de Aridez [1]	Unidade solo [2]	Classe de declive [3]	Perda potencial solo (Mg ha^{-1})
Semiárido	leox	Mto Elevado	71
		Elevado	49
Subhúmido seco	ldox	Elevado	119
		Moderado	63
	ldbx	Elevado	71
		Moderado	38
	ldog	Elevado	37
		Moderado	20
	lug	Elevado	43
		Moderado	23
Subhúmido chuvoso e Húmido	ldox	Moderado	92
	lux		55
	ldbx		54
	lub		35

[1] Índice de Aridez (IA = Precipitação / Evapotranspiração médias anuais) Semiárido, IA < 0,5; Subhúmido seco, IA 0,5 – 0,65; Subhúmido chuvoso e Húnido, IA > 0,65.
[2] Todos Leptossolos: leox –êutricos de xisto; ldox – dístricos de xisto; ldbx –dístricos cambicos de xisto; ldog – dísticos de granito; lug – úmbricos de granite; lux – úmbricos de xisto; lub – úmbricos de rochas básicas.
[3] Declive (%) Moderado, 12-15 a 25-30; Elevado, 25-30 a 45-50; Muito Elevado, > 45-50.

Para os domínios climáticos definidos pelo Índice de Aridez estimou-se a erosividade das precipitações com base em trabalhos anteriores dos autores [4] [5]. A erodibilidade do solo foi estimada a partir dos dados dos perfis da Carta de Solos do Nordeste de Portugal, com a correção do efeito da pedregosidade das unidades cartográficas selecionadas em cada domínio climático como dominantes [6] [7]. Tomou-se a classe de declive dominante das unidades cartográficas selecionadas para calcular o fator S [6] [8].

Foram simulados diferentes graus de retenção de sedimentos e espaçamento de barreiras dispostas na curva de nível, aplicadas como medida de controlo da erosão pós-fogo (em regra feitas com resíduos de vegetação quimada). Explorou-se o fator L da USLE para estimar a sua eficácia na redução da

erosão com um algoritmo de cálculo que pressupõe que cada barreira exporta uma proporção do solo erodido na área de contribuição a montante, aquela dependente do grau de retenção da barreia e esta do espaçamento entre barreiras. Para jusante na encosta, tal proporção soma ao sedimento produzido em cada área de contribuição, dando lugar a um efeito cumulativo da intervenção pós-fogo no total da encosta, neste trabalho considerada com 200 m, valor apontado como máximo para aplicação do fator L [3] [5].

A sementeira de vegetação herbácea como medida de intervenção pós-fogo foi simulada aplicando o fator C da USLE, considerando as taxas de crescimento da vegetação típicas de cada cenário e o padrão regional de distribuição da erosividade das precipitações [9] [7] [5]. Considerou-se a possibilidade de ressementeira em ano consecutivo ao da sementeira realizada sobre os resíduos do primeiro ciclo da erva semeada [5].

As medidas pós-fogo foram classificadas de acordo com a sua eficácia na redução da erosão potencial para taxas toleráveis nos diferentes cenários de aplicação: baixa (>10), moderada (10 a 2) e elevada eficácia (<2 Mg ha^{-1} a^{-1}). Estes são limiares de tolerância para solos com e sem substrato renovável, respetivamente [10].

Resultados e Discussão

Perdas potenciais de solo mais elevadas encontram-se nos cenários com solos derivados de xisto em declive elevado e muito elevado em todos os climas, e as menores em cenários com solos derivados de granitos em declive moderado no subhúmido seco (Quadro 1).

As estimativas de perda de solo aplicando sementeira em áreas ardidas mostra a baixa eficácia desta medida, com taxas anuais superiores a 10 Mg ha^{-1} em todos os cenários. A eficácia melhora quando é aplicada ressementeira, com taxas de erosão de 2 a 10 Mg ha^{-1} na maioria dos cenários em ano médio de chuvadas erosivas. Todavia, se nos anos seguintes ao incêndio ocorrerem chuvadas muito erosivas, a ressementeira é incapaz de reduzir a perda de solo para valores toleráveis na maiorira dos cenários (Quadro 2).

Quadro 2 – Eficácia de Sementeira e Re-sementeira, em ano médio e ano erosivo, avaliada pelo nº de cenários de simulação classificados quanto à perda de solo anual estimada.

Tratamento	Erosividade [1]	Perda de solo (Mg ha^{-1} a^{-1})		
		>10	2 a 10	<2
		Nº de cenários (total=14)		
Sementeira	Ano erosivo	14		
	Anomédio	14		
Re-Sementeira	Ano erosivo	10	4	
	Anomédio	6	8	

[1] Ano médio e ano erosivo – média e percentil 90 da curva acumulada de erosividade anual, respetivamente.

As barreiras instaladas segundo a curva de nível mostram eficácia genericamente mais elevada quando o grau de retenção é elevado (maioria dos cenários com perda de solo de 2 a 10 Mg ha^{-1} a^{-1}). Todavia, tal não é o caso quando o grau de retenção é médio ou baixo e o espaçamento entre barreiras é igual ou superior a 25 m (Quadro 3). O aumento do grau de retenção das barreiras é mais eficaz do que a redução o espaçamento entre barreiras, resultado que ressalta a necessidade de instalar barreiras bem construídas [5].

Quadro 3 – Eficácia de Barreiras com diferente espaçamento e grau de retenção, avaliada pelo nº de cenários de simulação classificados quanto à perda de solo anual estimada.

Barreiras		Perda de solo (Mg ha^{-1} a^{-1})		
Grau de Retenção	Espaçamento	>10	2 a 10	<2
		Nº de cenários (total=14)		
RD 10%	10 m	12	2	
	25 m	14		
	50 m	14		
RD 50%	10 m	8	6	
	25 m	12	2	
	50 m	13	1	
RD 90%	10 m		12	2
	25 m	1	13	
	50 m	4	10	

A combinação das duas medidas (barreiras e sementeira) é de elevada eficácia, exceto quando o grau de retenção das barreiras é baixo (Quadro 4).

A máxima eficácia em todos os cenários é obtida com esta aplicação combinada mas fazendo a sementeira em dois anos consecutivos após o incêndio Neste caso, em nenhum cenário a estimativa de perda de solo supera 10 Mg ha^{-1}, e em todos é inferior a 2 quando o grau de retenção das barreiras é elevado, pelo que se recomenda a ampla aplicação desta medida em toda a região (Quadro 5).

Quadro 4 – Eficácia combinada de Sementeira (em ano médio) e Barreiras com diferente espaçamento e grau de retenção, avaliada pelo nº de cenários de simulação classificados quanto à perda de solo anual estimada.

Barreiras+Sementeira		Perda de solo (Mg ha^{-1} a^{-1})		
Grau de Retenção	Espaçamento	>10	2 a 10	<2
		Nº de cenários (total=14)		
RD 10%	10 m	4	10	
	25 m	8	6	
	50 m	12	2	
RD 50%	10 m		12	2
	25 m	3	11	
	50 m	6	8	
RD 90%	10 m		3	11
	25 m		6	8
	50 m		11	3

Quadro 5 – Eficácia combinada de Re-sementeira (em ano médio) e Barreiras com diferente espaçamento e grau de retenção, avaliada pelo nº de cenários de simulação classificados quanto à perda de solo anual estimada.

Barreiras+Re-sementeira		Perda de solo (Mg ha^{-1} a^{-1})		
Grau de Retenção	Espaçamento	>10	2 a 10	<2
		Nº de cenários (total=14)		
RD 10%	10 m		4	10
	25 m		6	8
	50 m		11	3
RD 50%	10 m			14
	25 m		3	11
	50 m		6	8
RD 90%	10 m			14
	25 m			14
	50 m			14

Conclusões

Os cenários de simulação estabelecidos mostram o elevado potencial de perda de solo prevalecente na região, realizável em caso de incªendio e remoção da cobertura vegetal do solo. Das simulações efetuadas, conclui-se que a sementeira para controlo da erosão pós-fogo não é recomendável na região, mesmo se repetida. A aplicação de barreiras, com melhor desempenho que a sementeira, é ainda insuficiente na maioria dos cenários, mostrando-se que mais do que reduzir espaçamento, deverá privilegiar-se a instalação de barreiras com elevado grau de retenção de sedimentos. A combinação das duas eleva bastante a eficácia das medidas, sendo a mais recomendada a de barreiras de levado grau de retenção com re-sementeira.

Os resultados mostram a necessidade de medidas adequadamente projetadas, adaptadas à diversidade regional das condições potenciais de erosão, para mitigar os impactos e acelerar a recuperação das áreas ardidas.

Referências bibliográficas

[1] Cavalli, A; Figueiredo, T de; Fonseca, F, 2017. Áreas ardidas e risco potencial de erosão: estudo realizado em zonas do NE Portugal. Novas Edições Académicas, Beau Bassin.

[2] ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. 2015. 7.º Relatório provisório de incêndios florestais (http://www.icnf.pt/portal/ florestas/dfci/Resource/doc/rel/2015/7-rel-prov-1jan-15set-2015.pdf).

[3] Wischmeier, WH, Smith, DD, 1978. Predicting rainfall erosion losses. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, Agriculture Hbk 537.

[4] Figueiredo, T de, 2015. Protecção do Solo em Viticultura de Montanha: Manual Técnico para a Região do Douro. ADVID, Régua.

[5] Figueiredo, T de, Fonseca, F, Lima, E, Fleischfresser, L, Hernandez, Z, 2017. Assessing Performance of Post-Fire Hillslope Erosion Control Measures Designed for Different Implementation Scenarios in NE Portugal: Simulations Applying USLE. In: Bento Gonçalves, A, Vieira, A, Costa, MR, Aranha, J (eds.) Wildfires: Perspectives, Issues and Challenges of the 21st Century. Nova Publishers, New York. pp. 221-228.

[6] Agroconsultores e Coba, 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. PDRITM, UTAD, Vila Real.

[7] Figueiredo, T de, 2001. Pedregosidade e Erosão Hídrica dos Solos em Trás-os-Montes: contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na Região do Douro. PhD Thesis. UTAD, Vila Real.

[8] McCool, DK, Brown, LC, Foster, GR, Mutchler, CK, Meyer, LD, 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. Trans. ASAE 30:1387-1396.

[9] Moreira, N, 2002. Agronomia das forragens e pastagens. UTAD, Vila Real.

[10] Arnoulds, HMJ, 1977. An approach to the assessment of erosion forms and erosion risk on agricultural land in the northern Paris Basin, France. In: Bordman J, Foster DL, Dearing JA (eds). Soil erosion on agricultural land. Wiley, Chischester, pp. 383-400.

Comportamiento del monoterpeno carvona en un suelo agrícola

Behavior of the monoterpene carvone in an agricultural soil

Gámiz, Beatriz*; Facenda, Gracia; Celis, Rafael

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, 41012 Sevilla, España. * bgamiz@irnase.csic.es

Resumen

Los monoterpenos constituyen una familia de compuestos naturales para los que se han propuesto propiedades alelopáticas y, por lo tanto, presentan interés en cuanto a su posible uso como alternativas fitosanitarias respetuosas con el medio ambiente. Dado que la información existente acerca del comportamiento de los monoterpenos una vez que alcanzan el suelo es muy escasa, en este trabajo hemos estudiado los procesos de adsorción y persistencia de los dos enantiómeros del monoterpeno carvona aplicados como mezcla racémica a un suelo agrícola, así como el efecto de añadir al suelo una organoarcilla a una dosis del 2%. El proceso de adsorción no mostró enantioselectividad y fue más acentuado en el suelo enmendado con organoarcilla que en el suelo sin enmendar. La disipación de los enantiómeros en el suelo sin esterilizar fue enantioselectiva, más rápida para el enantiómero *S* que para el *R* y más rápida en el suelo sin enmendar que en el enmendado con organoarcilla. En suelo esterilizado, tanto sin enmendar como enmendado, la disipación de los enantiómeros fue muy escasa, lo que indicó el origen biológico de la disipación. Las constantes de disipación de la carvona fueron, por tanto, dependientes del enantiómero considerado y de la adición o no de la enmienda, lo que ilustra la posibilidad de considerar estas variables a la hora de optimizar la actividad y el destino medioambiental de este monoterpeno en su posible uso como producto fitosanitario.

Palabras clave: adsorción, biodegradación, bioplaguicidas, compuestos alelopáticos, quiralidad.

Abstract

Monoterpenes are a family of natural compounds which, due to their allelopathic activity, show potential as environmentally friendly agrochemicals. Given that the behavior of monoterpenes once they reach the soil environment is largely unknown, we studied the adsorption and persistence of the two enantiomers of the monoterpene carvone after their application as a racemic mixture to an agricultural soil. The effect of amending the soil with an organically-modified clay at a rate of 2% was also investigated. The adsorption of carvone by the soil was a non-enantioselective process, with greater adsorption of both enantiomers on the organoclay-amended soil than on the unamended soil. The dissipation of carvone in non-sterilized soil was enantioselective; the *S* enantiomer dissipated faster than the *R*-enantiomer, particularly in the unamended soil. Soil sterilization almost completely inhibited the degradation of carvone enantiomers in the soils, which indicated that the dissipation was mainly microbially mediated. Carvone dissipation rate constants were therefore enantiomer-dependent and were affected by the addition of the organoclay, thus showing the importance of considering these variables to optimize the activity and the environmental fate of carvone after its soil application.

Keywords: adsorption, allelochemicals, biodegradation, biopesticides, chirality.

Introducción

Los compuestos alelopáticos constituyen un grupo de compuestos naturales que, por su actividad biológica, presentan potencial para ser utilizados como alternativas fitosanitarias respetuosas con el medio ambiente [1]. Entre los compuestos alelopáticos, los monoterpenos se consideran particularmente interesantes, ya que diversos estudios han puesto de manifiesto su actividad herbicida, fungicida o insecticida [2].

La carvona (Fig. 1) es un monoterpeno natural que se encuentra en muchos aceites esenciales, especialmente en las semillas de alcaravea, hierbabuena y eneldo. Debido a la presencia de un carbono asimétrico en su estructura, la carvona puede existir como dos enantiómeros (*R* y *S*). Para ambos enantiómeros se han descrito propiedades biológicas de interés para la protección de los cultivos; sin embargo, existe muy poca información acerca del comportamiento de la carvona una vez que alcanza el suelo, siendo esta información fundamental a la hora de predecir su eficacia y su destino en el medioambiente, en relación con su posible uso como alternativa fitosanitaria.

El objetivo del presente trabajo ha sido el de caracterizar los procesos de adsorción y disipación de los dos enantiómeros del monoterpeno carvona en un suelo agrícola, así como evaluar el efecto de la adición de una arcilla modificada, como paso preliminar a un conocimiento más profundo que permita optimizar su aplicación como agroquímicos.

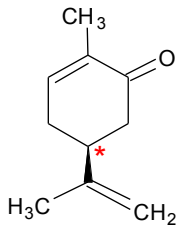


Fig. 1 – Estructura química de la carvona. El asterisco indica el carbono asimétrico.

Materiales y métodos

Carvona, suelo y enmienda

En este trabajo hemos utilizado la forma racémica de la carvona, preparada a partir de la mezcla equimolar de los dos enantiómeros suministrados por Sigma-Aldrich.

El suelo utilizado fue un suelo franco-arenoso del suroeste de España destinado al cultivo de olivar. Las características del suelo se resumen en la Tabla 1.

La enmienda utilizada fue una organoarcilla preparada a partir de la modificación de una montmorillonita de Arizona (SAz-1) con cationes hexadeciltrimetilamonio (HDTMA). El contenido en carbono de la organoarcilla (SA-HDTMA) fue del 22.1% y el de nitrógeno del 1.42%.

Tabla 1 – Características del suelo utilizado

Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	C.O. (%)	pH
75	9	17	0.63	7.3

Estudio de adsorción

El estudio de adsorción se llevó a cabo por triplicado en tubos de vidrio en los que se pesaron 4 g de suelo, sin enmendar o enmendado con 80 mg de organoarcilla, y a los que se añadieron 8 ml de disoluciones racémicas de carvona preparadas en agua, con concentraciones iniciales en el rango de 0.1 a 2 mg/l (0.05-1 mg/l de cada enantiómero). Los tubos con suelo, sin enmendar o enmendado, se sometieron a 3 esterilizaciones en días consecutivos, en un autoclave a 121 ºC y 200 kPa durante 20 minutos, antes de añadirles las disoluciones de carvona, con el fin de evitar los procesos biodegradativos durante el experimento. Los tubos se agitaron a 20 ± 2 ºC durante 24 h y posteriormente se centrifugaron a 5000 rpm durante 10 minutos. A continuación, se recogieron 4 ml de los sobrenadantes, se estabilizaron con 4 ml de metanol y se analizaron por HPLC. Las cantidades adsorbidas se determinaron a partir de la diferencia entre las concentraciones

iniciales y las de los sobrenadantes tras las 24 de agitación con el suelo. Las isotermas de adsorción obtenidas se ajustaron a la ecuación de Freundlich para obtener los correspondientes coeficientes de adsorción.

Estudio de disipación

El estudio de disipación se llevó a cabo mediante incubaciones en condiciones aeróbicas y de oscuridad a 20 ± 2 ºC. Se pesaron 100 g de suelo (sin enmendar o enmendado con 2 g de organoarcilla) en un recipiente de vidrio con cierre hermético y se adicionó agua destilada para conseguir un porcentaje de humedad del 30%. A continuación se añadió carvona en forma de mezcla racémica a una dosis de 2 mg/kg (1 mg/kg de cada enantiómero) y se homogeneizó la mezcla con una espátula. Periódicamente, entre 0 y 7 días, se tomaron muestras de 3 g de suelo, las cuales se congelaron inmediatamente hasta su análisis. Para el análisis, se extrajeron las muestras con 8 ml de metanol, agitando durante 24 h y analizando los extractos por HPLC para determinar la concentración de cada enantiómero en los mismos. El estudio de disipación se llevó a cabo por duplicado tanto con muestras de suelo sin esterilizar como con muestras de suelo sometidas a tres esterilizaciones en días consecutivos, en autoclave a 121 ºC y 200 kPa de 20 minutos cada una. Las curvas de disipación en suelo sin esterilizar se ajustaron a una cinética de primer orden para obtener los correspondientes tiempos de vida media.

Análisis enantioselectivo

El método analítico utilizado para obtener las concentraciones de los enantiómeros de la carvona fue la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) en su modalidad quiral. Esta técnica se basa en el uso de una fase estacionaria quiral cuya diferente afinidad por los enantiómeros del analito lleva a la separación de los mismos en el análisis cromatográfico. La columna utilizada para el análisis fue una columna Chiralpak IG empaquetada con tris-(3-cloro-5-metilfenilcarbamato) y la fase móvil una mezcla acetonitrilo:agua al 50% a un flujo de 1 ml/min. El volumen de inyección fue de 50 µl y la longitud de onda de detección 236 nm. Bajo estas condiciones, los enantiómeros *R* y *S* de la carvona eluyeron a 8.0 y 8.9 minutos, respectivamente.

Resultados y discusión

Estudio de adsorción

Los coeficientes obtenidos del ajuste de las isotermas de adsorción a la ecuación de Freundlich se muestran en la Tabla 2. Puede observarse que, tanto para el suelo sin enmendar como para el suelo enmendado, los valores de K_f y $1/n_f$ fueron similares para ambos enantiómeros. Por tanto, el proceso de adsorción de carvona al suelo no mostró enantioselectividad.

Tabla 2 – Coeficientes de Freundlich para la adsorción de los enantiómeros de carvona en suelo sin enmendar y enmendado con organoarcilla

Enantiómero	K_f	$1/n_f$	R^2
	Suelo sin enmendar		
R-carvona	0.61	0.77	0.998
S-carvona	0.62	0.75	0.994
	Suelo enmendado		
R-carvona	1.93	0.80	0.998
S-carvona	1.92	0.80	0.997

La adición de organoarcilla al suelo dio lugar a un importante incremento en la adsorción de los dos enantiómeros. Los valores del coeficiente de Freundlich K_f obtenidos para el suelo enmendado fueron unas 3 veces superiores que los obtenidos para el suelo sin enmendar (Tabla 2). El elevado poder adsorbente de la organoarcilla, con la que los enantiómeros de carvona podrían establecer interacciones hidrofóbicas gracias a la presencia del catión modificador (HDTMA), explicaría el aumento de adsorción en el suelo enmendado, de forma que la adición de organoarcilla al suelo se presenta como una buena estrategia para aumentar la capacidad adsorbente de éste para los dos enantiómeros de la carvona y, por tanto,

para evitar posibles pérdidas por transporte de los mismos.

Estudio de disipación

En suelo esterilizado, tanto sin enmendar como enmendado con organoarcilla, la disipación de los enantiómeros de carvona fue muy escasa, llegándose a recuperar más de un 80% de ambos enantiómeros al cabo de 7 días de incubación. Por el contrario, la disipación de los enantiómeros de carvona en el suelo sin esterilizar fue rápida y enantioselectiva, mostrando el enantiómero *S* una menor persistencia que el enantiómero *R*. Los tiempos de vida media en el suelo sin enmendar fueron de 0.7 días para el enantiómero *S* y de 1.2 días para el enantiómero *R*. En el suelo enmendado con organoarcilla, los tiempos de vida media aumentaron a 1.6 y 2.6 días, para los enantiómeros *S* y *R*, respectivamente. La mayor adsorción de los enantiómeros de carvona en el suelo enmendado probablemente redujo su accesibilidad para los microorganismos del suelo, retrasando la disipación [3]. No obstante, los dos enantiómeros mostraron una elevada biodisponibilidad final, pues su disipación al cabo de 7 días de incubación fue superior al 90% tanto en suelo sin enmendar como enmendado.

Conclusiones

La degradación de carvona en el suelo estudiado fue rápida y enantioselectiva, con el enantiómero *R* presentando una mayor persistencia que el *S*. La ausencia de disipación en suelo esterilizado mostró a los procesos biodegradativos como causa principal de la disipación del compuesto. La adición de organoarcilla aumentó la capacidad adsorbente del suelo para ambos enantiómeros y redujo la velocidad de degradación de los mismos. Los resultados revelan que la adición de enmiendas podría ser una buena estrategia para modular la biodisponibilidad y persistencia de la carvona en los suelos, con el fin de optimizar su aplicación como agroquímico.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad (Proyecto AGL2017-82141-R) y la Junta de Andalucía (Grupo de Investigación AGR-264) con fondos FEDER-FSE. Beatriz Gámiz también agradece al MINEICO la concesión de un Contrato Juan de la Cierva-Incorporación (IJCI-2015-23309).

Referencias bibliográficas

[1] Macías, F.A., Molinillo, J.M.G., Varela, R.M., Galindo, J.C.G. 2007. Allelopathy – a natural alternative for weed control. PEST MANAG SCI 63: 327-348.

[2] Van Roon, A., Parsons, J.R., Te Kloeze, A.M., Govers, H.A.J. 2005. Fate and transport of monoterpenes through soils. Part I. Prediction of temperature dependent soil fate model input-parameters. CHEMOSPHERE 61: 599-609.

[3] Gámiz, B., Cox, L., Hermosín, M.C., Spokas, K., Celis, R. 2017. Assessing the effect of organoclays and biochar on the fate of abscisic acid in soil. J AGRIC FOOD CHEM 65: 29-38.

Efectividad de Distintos Tipos de Nanopartículas de Hierro con Valencia Cero para la Inmovilización de As y Hg en un Suelo de Brownfield

Effectiveness of Different Types of Zero Valent Iron Nanoparticles for As and Hg Immobilization in a Brownfield Soil

Gil-Díaz M. Mar[1*], Alonso Juan.[1], Rodríguez-Valdés Eduardo.[2], Gallego Jose R.[2], Lobo M. Carmen[1]

[1] IMIDRA, Finca "El Encín", Alcalá de Henares, Madrid, Spain *mar.gil.diaz@madrid.org

[2] INDUROT, Campus de Mieres - Universidad de Oviedo

Resumen

El uso de nanoparticulas de Fe0 (nZVI) ha resultado efectivo para la inmovilización de diferentes metales y metaloides en muestras de agua y suelo. Las nZVI obtenidas por diferentes métodos de síntesis difieren en sus caracteristicas, lo que se traduce en distinta reactividad y distinta eficiencia de remediación. En este trabajo se ha comparado la efectividad de tres tipos de nZVI comerciales (25S, RNIP y RNIP-D) a diferentes dosis (0, 1, 5 y 10%) para la inmovilización de As y Hg en un suelo altamente contaminado debido a actividades minero-metalúrgicas. Los resultados mostraron diferente efectividad en función del tipo de nZVI. Las 25S fueron las más eficaces para la inmovilización de As, no observándose diferencias significativas entre las dosis del 5 y 10%. Las RNIP y RNIP-D fueron más efectivas para reducir la disponibilidad de Hg, especialmente a la dosis del 10%. La reducción de la disponibilidad de As y Hg en el suelo indujo una reducción de su fitotoxicidad para la germinación de veza. En conclusión, la nanorremediación de suelos contaminados con As y Hg usando nZVI resulta una estrategia efectiva, aunque se necesitan ensayos previos para determinar la dosis y tipo de nanoparticulas más adecuada.

Palabras clave: Arsénico, disponibilidad, mercurio, nanorremediación, nZVI.

Abstract

The use of zero valent iron nanoparticles (nZVI) has resulted effective for the immobilization of different metals and metalloids in water and soil samples. nZVI particles obtained by different methods of synthesis differ in their characteritcs, which implies different reactivity and remediation effectiveness. In the present work, the effectiveness of three types of commercial nZVI (25S, RNIP and RNIP-D) at different doses (0, 1, 5 and 10%) has been compared for As and Hg immobilization in a highly polluted soil due to mining and metallurgy activities. The results showed different effectiveness depending on the type of nZVI. 25S nanoparticles were the most effective for As immobilization, and no significant differences were observed between the doses 5 and 10%. RNIP and RNIP-D were the most effective for Hg immobilization, especially at the dose of 10%. The reduction of As and Hg availaibility in the soil samples induced a decrease of soil phytotoxicity for vetch germination. In conclusion, the nanoremediation of As and Hg polluted soils using nZVI is an effective strategy, although previous assays are necessary in order to determine the most viable type of nZVI and its dose.

Keywords: Arsenic, availability, mercury, nanoremediation, nZVI.

Introducción

El As es un metaloide altamente tóxico relacionado con diferentes tipos de cáncer [1]. Las principales fuentes antropogénicas de contaminación de As al medio se deben a las actividades mineras, metalúrgicas, el tratamiento de maderas y el uso de pesticidas en agricultura [1]. La explotación de minas de cinabrio representa una fuente importante de contaminación por Hg [2]. La exposición a este metal supone un riesgo tanto para el medio ambiente como para humanos. Los problemas de toxicidad asociados a ambos metaloides provocaron restricciones en su uso, de manera que en la década de los 70 se produjo una drástica disminución de la demanda de As y Hg. Esto se tradujo en el cierre y abandono de diferentes industrias por todo el mundo, dejando importantes áreas contaminadas con ambos metaloides. Este es el caso de la planta minero-metalúrgica de "El Terronal" (Asturias), que desde su cese de actividad en 1974, continua actualmente siendo una fuente de dispersión de contaminantes, principalmente, As y Hg [2]. Reducir la disponibilidad de los metales y metaloides en suelos puede ser una interesante estrategia de remediación, ya que se reduce el riesgo de lixiviación así como su biodisponibilidad para ser absorbidos por plantas y otros organismos del suelo. En los últimos años diversos estudios han encontrado efectivo el uso de nanopartículas de hierro con valencia cero (nZVI) para la inmovilización de metales y metaloides en muestras de suelos y aguas [3,4,5]. Los métodos de síntesis de nZVI pueden ser de tipo físico, químico, electroquímico o métodos que utilizan extractos vegetales. Dependiendo del método de síntesis empleado y del proceso de estabilización, las nZVI difieren en sus propiedades físico-químicas, lo que puede dar lugar a diferente reactividad, por tanto, diferente eficiencia de remediación y toxicidad [5].

El objetivo del presente trabajo fue comparar la efectividad de tres tipos de nanopartículas de Fe0 comerciales para la inmovilización de As y Hg en el suelo del brownfield de "El Terronal". Hasta la fecha diferentes trabajos han evidenciado la efectividad de las nZVI para la inmovilización de As en muestras de suelo, pero hay pocos datos sobre su efectividad con Hg [4,5].

Material y métodos

Brownfield

Se recogió suelo de la antigua planta minero-metalúrgica de "El Terronal". Sus propiedades físico-químicas se analizaron según la metodología oficial [6]. Se trata de un suelo arenoso-franco, con pH y conductividad de 6.44 y 0.13 dS/m, respectivamente; un 3.13% de materia orgánica y un 0.19% de nitrógeno. El análisis del contenido total de metales y metaloides reveló una concentración media de As y Hg de 25,900 y 2,800 mg/kg, respectivamente. Son niveles muy elevados, muy por encima de los máximos permitidos de acuerdo a la legislación vigente, que suponen una amenaza para la salud humana y los ecosistemas, por lo que es necesaria la remediación urgente de esta zona. El resto de metales analizados, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn, estuvieron por debajo de los límites permitidos.

Nanopartículas de Fe0

En este trabajo se han utilizado tres tipos de nZVI comerciales obtenidas por diferentes métodos de síntesis, seleccionadas por su uso en procesos de remediación de aguas a escala de campo [3]. Las denominadas NANOFER 25S (en adelante 25S) comercializadas por Nano Iron (República Checa), consisten en una suspensión acuosa de nZVI estabilizadas con ácido poliacrílico, con un contenido en Fe0 del 14-18% y un 2-6% de magnetita, con un tamaño de partícula medio de 60 nm y un área superficial de 20 m^2/g. Por otra parte, se seleccionaron dos tipos de suspensiones acuosas de nZVI producidas por Toda Kogyo Corp. (Japón), denominadas RNIP y RNIP-D. Ambos tipos presentan un contenido en Fe0 del 17%, 70 nm de tamaño medio de partícula y un área superficial media de 29 m^2/g. La diferencia entre ambas radica en que las denominadas RNIP no están estabilizadas, por lo que pueden darse fenó-

menos de agregación y aglomeración entre nanopartículas, mientras que las RNIP-D se estabilizan con un surfactante orgánico. El pH de las tres suspensiones es fuertemente alcalino (pH 11–12).

Experimentos de interacción

Alícuotas de 50 g de suelo se trataron con los diferentes tipos de nZVI (25S, RNIP y RNIP-D) a diferentes dosis, 0, 1, 5 y 10% (p:p). El experimento se realizó por triplicado. La mezcla suelo-nano se homogenizó, se mantuvo en agitación durante 72 horas, y seguidamente se dejó secar al aire. Una vez que las muestras estaban secas, se evaluó la disponibilidad de As y Hg mediante el fraccionamiento clásico de Tessier, que muestra la distribución del metal o metaloide en cinco fracciones, siendo, en orden decreciente de disponibilidad: fracción intercambiable (FI), de carbonatos (FC), de óxidos (Fox), de materia orgánica (FMO) y fracción residual (FR). En los extractos obtenidos, la determinación de As se realizó por espectrofotometría de absorción atómica con cámara de grafito y corrección Zeeman, mientras que el Hg se cuantificó por espectroscopía de plasma inducido-espectrometría de masas. Además, se evaluó la fitotoxicidad de los suelos tratados para la germinación de semillas de veza según el método de Zucconi [7]. Los datos obtenidos se trataron estadísticamente según un ANOVA y el test post hoc de Tukey ($p<0.05$).

Resultados y discusión

La aplicación de nZVI redujo significativamente la concentración de As en las fracciones más disponibles (FI y FC) (Fig. 1), aumentando su concentración en la fracción residual. Las nZVI 25S fueron las más efectivas para la inmovilización de As a todas las dosis ensayadas ($p<0.05$). Las nZVI RNIP y RNIP-D mostraron un comportamiento similar. La reducción de As en la FI fue del 70, 84 y 89%, a la dosis de 1, 5 y 10% de nZVI 25S, respectivamente, significativamente mayor que aquella obtenida por RNIP y RNIP-D.

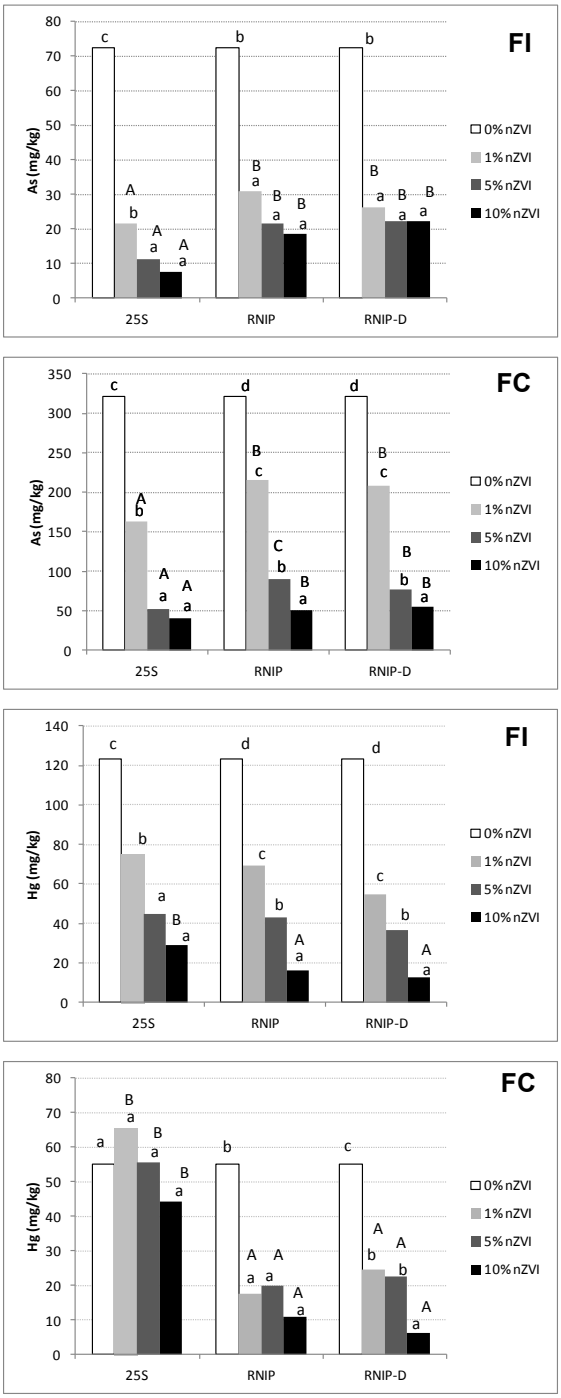


Fig. 1 – Concentración de As y Hg en las fracciones intercambiable (FI) y de carbonatos (FC) según Tessier. Barras con la misma letra no difieren significativamente ($p<0.05$); minúsculas compara entre dosis, mayúsculas compara entre tipos de nZVI (sólo se muestran las diferencias significativas encontradas).

Las nZVIs RNIP y RNIP-D no mostraron diferencias significativas en la reducción de As en la FI entre las dosis ensayadas, aunque se observó una tendencia a mayor efectividad al incrementar la dosis. Análogamente, la reducción de As en la FC fue significativamente mayor con las nZVI 25S, incluso a la menor dosis

ensayada. A mayor dosis de nZVI se observa una mayor efectividad. Los porcentajes de reducción se encontraron entre 49 y 88% para 25S, entre 33 y 84% para RNIP y entre 35 y 83% para RNIP-D. La concentración de Hg en la FI también disminuyó significativamente con los tratamientos de nanorremediación (Fig. 1), incluso a la menor dosis. Al contrario de lo que sucedía para el As, en el caso del Hg los mejores resultados fueron obtenidos con las nZVI de Toda, en concreto con las RNIP-D. Los mayores porcentajes de reducción se obtuvieron a la dosis de nZVI más alta (10%), siendo del 77, 87 y 90% para las nZVIs 25S, RNIP y RNIP-D, respectivamente. Las nZVI 25S no mostraron diferencias significativas entre las dosis del 5 y 10%. Respecto a la FC, las nZVI RNIP y RNIP-D fueron las más efectivas en la reducción de Hg, alcanzando porcentajes de reducción del 80 y 89%, respectivamente, a la dosis del 10% de nZVI. El tratamiento con las nZVI 25S no disminuyó significativamente la concentración de Hg en la FC. El diferente comportamiento observado entre las nZVI comerciales puede ser debido a sus diferentes características físico-químicas, como resultado de su obtención mediante diferentes métodos de síntesis. El estudio de la fitotoxicidad de los suelos basado en la germinación de semillas de veza según el test de Zucconi, mostró una alta fitotoxicidad para los suelos no tratados, mientras que el tratamiento con los tres tipos de nZVI redujo significativamente la fitotoxicidad del suelo. Este resultado coincide con los obtenidos en la evaluación de la disponibilidad de As y Hg en los suelos. El tratamiento de nanorremediación supuso una reducción de las fracciones de As y Hg disponibles, que son accesibles para las plantas, lo que se tradujo en una reducción de la fitotoxicidad del suelo. Las nZVI 25S y las RNIP-D dieron los mejores resultados (datos no mostrados).

Conclusiones

La aplicación de las nZVIs comerciales 25S, RNIP y RNIP-D al suelo de brownfield altamente contaminado con As y Hg, redujo significativamente la disponibilidad de ambos elementos. Los resultados mostraron diferente efectividad en función del tipo de nZVI empleada. Así, la mayor efectividad para la inmovilización de As se consiguió con las nZVIs 25S, a la dosis de 5 y 10%. En el caso del Hg, las RNIP y RNIP-D fueron más efectivas, siendo la dosis más elevada la que dio mejores resultados. La reducción de la disponibilidad de As y Hg en el suelo indujo una reducción significativa de la fitotoxicidad del suelo para la germinación de semillas de veza. En conclusión, la utilización de nZVIs para la remediación de suelos altamente contaminados con As y Hg resulta una estrategia efectiva, aunque se necesitan ensayos previos para determinar la dosis y tipo de nanopartículas más adecuadas en cada caso.

Agradecimentos

Proyectos FP-16-NANOREMED (IMIDRA) y CTM2016-78222-C2-1-R (MINECO).

Referencias bibliográficas

[1] Zhang, H, Selim, HM. 2008. Reaction and transport of arsenic in soils: equilibrium and kinetic modeling. ADV AGRON 98: 45–115.

[2] Gallego, JR, Esquinas, N, Rodríguez-Valdés, E, Menéndez-Aguado, JM, Sierra, C. 2015. Comprehensive waste characterization and organic pollution co-occurrence in a Hg and As mining and metallurgy brownfield. J HAZARD MATER 300: 561–571.

[3] Mueller, NC, Braun, J, Bruns, J, Černík, M, Rissing, P, Rickerby, D, Nowack, B. 2012. Application of nanoscale zero valent iron (NZVI) for groundwater remediation in Europe. ENVIRON SCI POLLUT RES 19: 550–558

[4] Gil-Díaz, M, Pinilla, P, Alonso, J, Lobo, C. 2017. Viability of a nanoremediation process in single or multi-metal(loid)contaminated soils. J HAZARD MATER 321: 812–819.

[5] Gil-Díaz, M, Alonso, J, Rodríguez-Valdés, E, Gallego, JR, Lobo, MC. 2017. Comparing different commercial zero valent iron nanoparticles to immobilize As and Hg in brownfield soil. SCI TOTAL ENVIRON 584-585: 1324-1332.

[6] MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Secretaría General Técnica Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. vol. III, pp. 219–324.

[7] Zucconi, F, Monaco, A, Forte, M, De Bertoldi, M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), Composting of Agricultural and Other Wastes. Elsevier, London, pp. 73–85.

Lixiviación de clomazona en suelos de arroz con diferentes sistemas de manejo: efectos a corto plazo

Leaching of clomazone in paddy soils with different management systems: short-term effects

Gómez, S.[1]*; Peña, D.[1]; Albarrán, A.[2]; Fernández, D.[1], Rato-Nunes, J.M.[3], López-Piñeiro, A.[1]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Extremadura, Avda. De Elvas S/N, 06071 Badajoz, España
sorayagf@unex.es

[2] Área de Producción Vegetal, Universidad de Extremadura, Avda. Adolfo Suárez S/N, 06071 Badajoz, España

[3] Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

La producción de arroz aeróbico (sin inundación) junto con técnicas de agricultura de conservación se ha propuesto como una práctica de gestión eficiente para ahorrar agua e insumos agrícolas. Además, la utilización de residuos de almazara (alperujo) como enmienda orgánica puede ser una alternativa eficaz a su eliminación, y una estrategia útil para mejorar la calidad de los suelos. La implantación de estas técnicas, en combinación con la aplicación de la enmienda orgánica, pueden modificar el comportamiento de los herbicidas. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto que la aplicación de compost de alperujo ejerce en la lixiviación de clomazona en suelos dedicados al cultivo del arroz sometidos a diferentes sistemas de manejo. Para ello, en estudios de campo se plantearon los siguientes tratamientos: Laboreo convencional y riego por inundación (LCI), laboreo convencional y riego por aspersión (LC) y siembra directa y riego por aspersión (SD) y sus homólogos con aplicación de alperujo (LCIC, LCC, SDC). Los resultados muestran un descenso en la cantidad total de herbicida lixiviado para los tratamientos con compost. Así, el aumento en la capacidad de adsorción de clomazona derivado de la aplicación del compost provocó una reducción significativa de la lixiviación del herbicida, superior a 4.1, 2.3 y 2.3 veces en SDC, LCC, y LCIC, respectivamente, y en relación a sus homólogos sin enmienda. Los resultados indican que la aplicación de compost de alperujo puede disminuir el potencial contaminante del herbicida Clomazona en suelos de ambiente Mediterráneo, especialmente cuando se utilizan técnicas de agricultura de conservación en sistemas aeróbicos.

Palabras clave: Arroz, clomazona, enmienda orgánica, lixiviación.

Abstract

Aerobic rice (without flood) together with sustainable agriculture techniques has been proposed as efficient management practice to save water and agricultural inputs. Besides, the use of olive-mill waste (alperujo) as an organic amendment could be an effective alternative to the elimination of these wastes and a useful strategy to improve the soil quality. These techniques, combined with application of organic amendment, could modify the behaviour of herbicides. The aim of this research is to determine the effects that the application of composted olive-mill waste on clomazone leaching in rice soils with different management systems. To that end, a field trial was conducted with the following treatments: conventional tillage and flood irrigation (LCI), conventional tillage and sprinkler irrigation (LC) and direct seeding and sprinkler irrigation (SD) and their equivalent with olive-mill waste (LCIC, LCC, SDC). The results showed a decrease in the maximum amount of leached herbicide for the amended treatments. Thus, the increase on sorption capacity of clomazone due to application of composted olive-mill waste caused a significant reduction of the herbicide leaching, 4.1, 2.3 and 2.3 times higher in SDC, LCC, and LCIC, respectively, compared with equivalent unamended treatments. The results indicate that the application of composted olive-mill waste may decrease the contamination potential of the clomazone herbicide in Mediterranean soils, especially when are used conservation agricultural tecnhiques in aerobic systems.

Keywords: Rice, clomazone, organic amendment, leaching.

Introducción

El arroz (*Oryza sativa* L.) es un cultivo crucial para la seguridad alimentaria mundial. España es el segundo productor de la Unión Europea (28% del total), después de Italia(57%). Andalucía con alrededor de 40000 ha y Extremadura con 30000 ha representan la primera y segunda región, respectivamente, con mayor superficie implantada en España, lo que pone de manifiesto el gran interés económico y social que representa este cultivo a nivel regional, nacional y europeo. Sin embargo, la producción de arroz tradicional bajo condiciones de inundación conlleva una serie de riesgos ambientales y sobre la salud humana como son el elevado consumo energético y de agua y la contaminación de suelos y aguas por plaguicidas [1]. Por tanto, es necesario desarrollar estrategias que minimicen estos riesgo y contribuyan a grarantizar la sostenibilidad de este cultivo [2].

La producción de arroz aeróbico (sin inundación) junto con técnicas de agricultura de conservación se ha propuesto como una práctica de gestión eficiente para ahorrar agua e insumos agrícolas, aspectos muy importante en países Mediterráneos, en los cuáles la disponibiliad del agua disminuye progresivamente.

El herbicida clomazona, ampliamente utilizado en el cultivo del arroz, tiene una gran efectividad en el control de malas hierbas. Sin embargo, se trata de un herbicida muy móvil [3] que ha sido detectado frecuentemente en aguas superficiales y subterráneas [4].

El uso de residuos orgánicos como enmiendas, puede dar lugar a un incremento en la adsorción de plaguicidas reduciendo, frecuentemente, el riesgo de lixiviación. Además, la aplicación de residuos orgánicos, contribuiría a mejorar la calidad de los suelos y prevenir los procesos degradativos a los que están expuestos.

El objetivo de este estudio fue evaluar la influencia a corto plazo (1 año) que la aplicación de residuos orgánicos ejerce sobre la lixiviación del herbicida clomazona aplicado en suelos dedicados al cultivo del arroz con diferentes sistemas de manejo.

Materiales y métodos

Herbicida

El herbicida clomazona fue obtenido de Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburgo, Alemania) con una pureza del 99%. La determinación de las cantidades de clomazona en suelos y agua se realizaron utilizando la técnica de cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Las condiciones de análisis fueron las siguientes: Columna Nova-Pack C18, fase móvil Acetonitrilo/Agua (70:30, v/v) a un flujo de 1 mL min^{-1}, 30º C de temperatura de columna, 25 µL de volumen de inyección y longitud de onda fijada a 248 nm.

Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Xerofluvent típico de las Vegas Bajas del Guadiana, localizado en Gévora del Caudillo (Badajoz, España). Se seleccionaron seis tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación (LCI), laboreo tradicional y riego por aspersión (LC) y siembra directa y riego por aspersión (SD) y sus homólogos con aplicación de compost de alperujo (LCIC, LCC, SDC) a una dosis de 80 Mg ha^{-1}.

Alperujo

El alperujo utilizado fue previamente compostado mediante el sistema abierto con formación de pilas y aireación mediante volteos mecánicos. Las propiedades generales del compost obtenido se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades del alperujo compostado.

MO (%)	COT (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})	pH	CE (dS m^{-1})
65.9	382	21.7	7.71	2.32

MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total, N total: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica.

Suelos

Se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm, al final del ciclo del cultivo (Octubre). Los valores de los parámetros estudiados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Efecto de los diferentes sistemas de producción en propiedades físico-químicas del suelo.

	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
COT (g kg^{-1})	12.1b	31.7f	11.1a	28.6e	13.0c	28.0d
COH (mg kg^{-1})	164a	1562c	156a	1649d	150a	988b
AH (g kg^{-1})	1.94a	4.48d	2.04ab	4.27c	2.17c	4.59d
pH	4.53b	5.79d	4.57b	5.94e	4.27a	5.63c
CE (dS m^{-1})	6.57c	9.06d	4.11a	8.88d	5.86b	9.53e

Letras diferentes, en una misma fila, indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos. COT: Carbono orgánico total, COH: Carbono orgánico hidrosoluble; AH: Acidos húmicos; CE: Conductividad eléctrica.

Estudios de lixiviación

Este experimento se realizó utilizando columnas (30 cm longitud y 5 cm diámetro interno) empaquetadas a mano en el laboratorio, por triplicado para cada uno de los tratamientos. La dosis utilizada fue la equivalente a la dosis empleada en campo 2 kg ha^{-1}. Los lixiviados fueron recogidos diariamente, filtrados y refrigerados hasta el momento de ser analizados por HPLC.

Análisis estadístico

El analálisis estadístico se realizó utilizando el Software IBM SPSS Statistics 19 para Windows. Los datos resultantes fueron sometidos a una Anova de una vía, realizando el test de Duncan para determinar diferencias significativas ($p<0.05$).

Resultados y discusión

Las curvas de elución acumulada para el herbicida clomazona se representan en la Figura 1. En la Tabla 3 se muestran los parámetros relacionados con la lixiviación para los diferentes suelos.

Los volúmenes de poro inicial en los tratamientos SD, LC, LCC y LCI con valores próximos a la unidad, confirman la elevada movilidad del herbicida. Sin embargo, la aplicación de alperujo compostado provocó un retraso en el inicio de la lixiviación de clomazona, excepto en el tratamiento LC (Tabla 3).

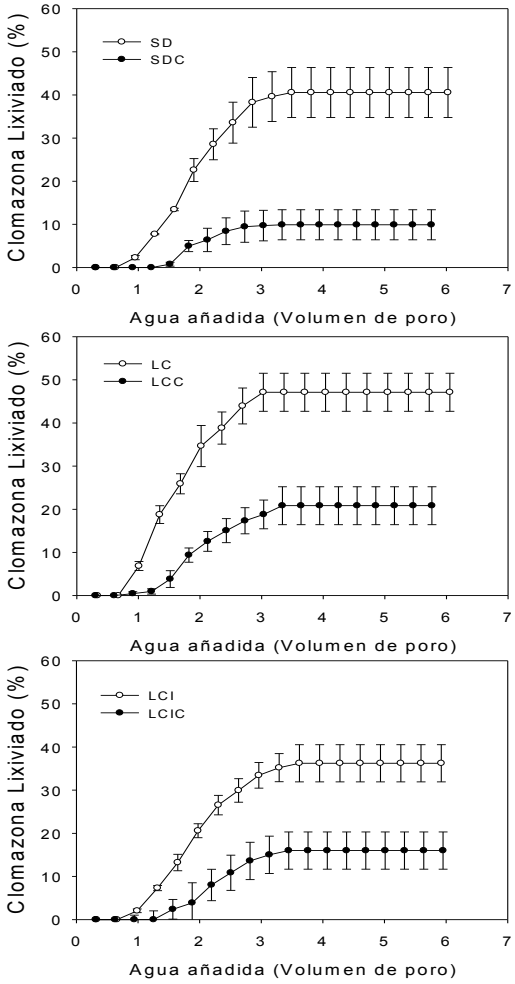


Fig 1. Efecto de los diferentes sistemas de producción en las curvas de elución acumuladas de clomazona.

Tabla 3. Efecto de los diferentes sistemas de producción en los parámetros de lixiviación de clomazona.

	SD	**SDC**	**LC**	**LCC**	**LCI**	**LCIC**
Volumen poro inicio	0,95a	1,62b	1,01a	0,91a	0,99a	1,57b
Máxima [ ] lixiv (μM)	1,53bc	0,72a	1,91c	0,95ab	1,3abc	0,68a
Total Lixiviado (%)	40,57b	9,89a	47,11b	20,83a	36,23b	16,00a
Total Extraido (%)	25,51a	31,14a	19,11a	20,2a	18,96a	21,21a
Adsorvido irrever+ mineral	33,92a	58,97a	33,78a	58,97a	44,81a	62,79a

Letras diferentes, en una misma fila, indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos.

Con respecto a la máxima concentración de herbicida lixiviado, se observa como en los tratamientos que recibieron el compost, se produjo una disminución significativa de la concentración. Así, en los tratamientos SDC, LCC y LCIC la

máxima concentración lixivada se redujo en un 53%, 50% y 48 % en relación a la observada en SD, LC y LCI, respectivamente.

Un cálculo del balance de masas (Tabla 3 y Figura 1) pone de manifiesto que la cantidad de clomazona lixiviada en los suelos sin enmendar varió entre 47.1% y 36.1% (LC>SD>LCI). Valores similares fueron observados por otros autores [3] en un suelo también de ambiente mediterráneo. Para todos los tratamientos, independientemente del sistema de riego y laboreo, la aplicación del compost disminuyó, significativamente, la cantidad total de clomazona lixiviada (Figura 1). No se observan diferencias significativas entre los manejos con diferente tipo de laboreo y/o sistema de riego debido, probablemente, al corto periodo (1 año) de implantación de estos manejos en el estudio. En particular, la cantidad total del herbicida lixiviado fue 4.1, 2.3 y 2.3 veces menor en SDC, LCC y LCIC, que en SD, LC y LCI, respectivamente.

Un análisis de correlación reveló que el porcentaje de clomazona lixivada muestra correlación negativa y significativa ($p<0.01$) con el contenido en COT ($r=-0.974$), indicando que el contenido en materia orgánica del suelo juega un papel fundamental en la movilidad de clomazona. Estos resultados concuerdan con los observados por otros autores [5] que encontraron también una mayor lixiviación de clomazona en suelos con menor contenido en materia orgánica.

Con respecto al porcentaje de herbicida extraido de la columna, una vez finalizado el experimento de lixiviación, se observa como la aplicación del compost provoca incrementos en la cantidad recuperada, aunque las diferencias entre tratamientos no fueron significativas (Tabla 3). Probablemente, una adsorción más irreversible o incluso una mayor mineralización del producto en los suelos con compost pueden explicar que la cantidad de clomazona extraída no haya sido mayor.

Conclusiones

La aplicación de compost de alperujo redujo de forma significativa la movilidad de clomazona en todos los sistemas de manejo, independientemente del riego y laboreo utilizado, siendo el contenido en materia orgánica un factor clave en la lixiviación del herbicida. Por tanto, la aplicación de compost en suelos agrícolas de ambiente mediterraneo, puede ser una alternativa eficaz a la eliminación de los residuos de almazaras y, además, una estrategia muy útil en la prevención de la contaminación de aguas por clomazona.

Agradecimentos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R) y la Consejería de Economía e Infraestructura de la Junta de Extremadura (IB16075; GR15043). Soraya Gómez agradece a la Junta de Extremadura la concesión de una beca predoctoral (PD16021).

Referéncias bibliográficas

[1] Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Z., Zheng, J., Crowley, D. 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. AGRICULTURE, ECOSYSTEM AND ENVIRONMENT 139: 469-475.

[2] Sánchez-Llerena, J., López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, J.M. 2016. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY 77: 101-110.

[3] Gámiz, B., Velarde, P.,Spokas, K.A., Hermosín, M.C., Cox, L. 2017. Biochar Soil Additions Affect Herbicide Fate: Importance of Application Timing and Feedstock Species. JOURNAL OF AGRICULTURAL AND FOOD CHEMISTRY 65: 3109-3117.

[4] Nalini, R., Janaki, P., Balusamy, M., Chinnusamy, C. 2016. Persistence and Residue of Clomazone in Soil and Soybean by HPLC-DAD. Asian Journal of Chemistry 28: 51-54.

[5] Monquero, P.A. Binha, D.P. Amaral, L.R. Silva, P.V. Silva, A.C. Inacio, E.M. 2008. Ametryn + clomazone, diuron + hexazinone, and isoxaflutole leaching in two types of soil. Planta daninha 26(3): 685-691.

Efecto de la aplicación de compost de alperujo en la disipación de bispyribac-sodio bajo condiciones aeróbicas en suelos de arroz con diferentes técnicas de laboreo

Effect of olive-mill waste application on bispyribac-sodium dissipation under aerobic conditions in paddy soils with different tillage systems

Gómez, S.[1]; Peña, D.[1]; Albarrán, A.[2]; Brito, A.[3], Artieda, O.[1]; López-Piñeiro, A.[1]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Extremadura, Avda. De Elvas S/N, 06071 Badajoz, España
sorayagf@unex.es

[2] Área de Producción Vegetal, Universidad de Extremadura, Avda. Adolfo Suárez S/N, 06071 Badajoz, España

[3] Escola Superior Agraria de Elvas, Apartado 254, 7350 Elvas, Portugal

Resumen

El arroz aeróbico es una técnica de manejo eficiente que permite ahorrar agua e incrementar la sostenibilidad del cultivo. Además la utilización de residuos de almazara (alperujo) como enmienda orgánica podría ser una alternativa eficaz a la eliminación de estos residuos y una estrategia útil para aumentar la capacidad de retención de agua de los suelos.. No obstante, este tipo de técnicas y la aplicación de la enmienda pueden modificar el comportamiento de los herbicidas. El Bispyribac-Sodio (BS) es un herbicida frecuentemente utilizado en arrozales pero está considerado como peligroso para el medio ambiente. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto que diferentes sistemas de manejo ejercen sobre la disipación del herbicida BS en suelo dedicado al cultivo de arroz. Se plantearon seis sistemas de manejo: Laboreo convencional y riego por inundación (LCI), laboreo convencional y riego por aspersión (LC) y siembra directa y riego por aspersión (SD) y sus homólogos con alperujo (LCIC, LCC, SDC). Los resultados mostraron una mayor persistencia de BS en los tratamientos que reciben el compost, con valores de $t_{1/2}$ próximos a 50 días, frente a valores de 35 días en aquéllos que no incorporan la enmienda, independientemente del sistema de manejo.

Palabras clave: Arroz, Bispyribac-Sodio, disipación, siembra directa

Abstract

Aerobic rice is a technique of efficient management that allows you to save water and increase the sustainability of the crop. In addition, the use of mill waste (alperujo) as an organic amendment could be an effective alternative to the elimination of this waste and a useful strategy to increase the water retencion capacity of the soils. However, this type of techniques and the application of the amendment can change the behavior of herbicides. Bispyribac-Sodium (BS) is a herbicide frequently used in rice fields but is considered as dangerous for the environment. The aim of this work is to determine the effects of the different management system on dissipation of BS in a rice soil. Six management systems were proposed: Conventional tillage and flood irrigation (LCI), Conventional tillage and sprinkler irrigation (LC) and direct sowing and sprinkler irrigation (SD) and their counterparts with alperujo (LCIC, LCC, SDC). The results showed a greater persistence of BS for the amended treatments, with values of $t_{1/2}$ near to 50 days compared to values of 35 days in unamended treatments, independently of management system.

Keywords: Rice, Bispyribac-Sodium, dissipation, direct seeding

Introducción

España es uno de los mayores productores de arroz (*Oryza sativa* L.) en la Unión Europea, alcanzando el 20% del total de la superficie dedicada a este cultivo. Dentro de España, Extremadura, con una producción media de 7300 kg ha^{-1}, se ha consolidado como una de las mayores regiones productoras, con grandes áreas de cultivo que se concentran en torno a las Vegas del Guadiana. Sin embargo, esta elevada productividad está asociada con costosas prácticas de cultivo que incluyen un laboreo intensivo del terreno y una alta cantidad de pesticidas aplicados. Estas prácticas contribuyen a un empobrecimiento de la materia orgánica de los suelos que soportan los cultivos y a la contaminación de suelos y aguas por herbicidas, haciendo necesario implementar medidas correctoras [1].

La materia orgánica es un factor clave en la fertilidad del suelo que actúa sobre las propiedades físicas como porosidad, capacidad de retención de agua, estabilidad de agregados, etc. Igualmente, actúa sobre las propiedades químicas, aportando nutrientes mediante los procesos de mineralización, y a través de su capacidad de intercambio iónico actúa como reserva nutricional, y sobre las propiedades biológicas, porque mantiene la actividad microbiana del suelo [2]. Por este motivo, el uso de residuos orgánicos como enmendante mejora la calidad y fertilidad de los suelos.

Una de las industrias agroalimentarias más importantes, económica y socialmente en España, es la producción de aceite de oliva, siendo nuestro país el mayor productor a nivel mundial. En la extracción del aceite de oliva se generan subproductos, uno de ellos es el alperujo del cual se generan más de 4 000 000 Mg por año, solamente en España. Este residuo presenta un elevado contenido en materia orgánica, este hecho unido a que su valor económico es muy escaso, hace que su aplicación como enmienda orgánica sea una gran alternativa para valorización y reciclaje del mismo [3].

En este sentido, la producción de arroz aeróbico (sin inundación) junto con la aplicación de materia orgánica, alperujo, al suelo podría ser propuesta como una técnica de cultivo efectiva que permite mejorar la fertilidad de los suelos y prevenir los continuos procesos degradativos a los que están expuestos, además de contribuir a reducir la cantidad de agua y de labores necesarias, manteniendo los niveles de producción. Sin embargo, estas técnicas de manejo tienen una fuerte influencia sobre las propiedades de los suelos y, por tanto, podrian afectar al comportamiento de los herbicidas aplicados en los mismos.

El Bispyribac-Sodio (BS) es un herbicida usado intensivamente en todo el mundo y que está alcanzando una gran popularidad entre los agricultores, debido a su efectividad en el control de adventicias de hoja ancha y algunas gramíneas. Se trata de un herbicida sistémico, selectivo y post-emergente que está considerado de elevada movilidad, muy tóxico para organismos acuáticos y peligroso para el medio ambiente. Existen pocos estudios sobre la disipación del BS en arrozales Mediterráneos, y menos aún en aquéllos con implantación de técnicas de agricultura de conservación [4].

El objetivo de este estudio fue analizar el efecto directo que la aplicación de compost de alperujo ejerce sobre la disipación de BS con diferentes técnicas de cultivo, en un arrozal de ambiente Mediterráneo.

Material y métodos

Herbicida

El Bispyribac-Sodio (BS) (sodio 2,6-bis [(4,6-dimetoxi-2-irimidinil)oxy]benzoato) fue obtenido de Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburgo, Alemania) con una pureza del 98.3%. Esta materia activa fue utilizada para realizar las disoluciones de BS en los trabajos de laboratorio. La determinación de las cantidades de BS en suelos se realizó utilizando la técnica de cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC). Las condiciones de análisis fueron las siguientes: Columna Nova-Pack

C18, fase móvil Acetonitrilo/Agua (55:45, v/v) con el 0.1% de ácido ortofosfórico a un flujo de 1 mL min^{-1}, 30º C de temperatura de columna, 25 µL de volumen de inyección y longitud de onda fijada a 248 nm.

Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en un Xerofluvent típico de las Vegas Bajas del Guadiana [5], localizado en Gévora del Caudillo (Badajoz, España). Se seleccionaron seis tratamientos, divididos en dos bloques, Laboreo tradicional y riego por inundación (LCI), laboreo tradicional y riego por aspersión (LC) y siembra directa y riego por aspersión (SD) y sus homólogos con aplicación de compost de alperujo (LCIC, LCC, SDC) a una dosis de 80 Mg ha^{-1}.

Alperujo

El alperujo compostado utilizado procede de una almazara que utiliza el sistema de extracción de dos fases. Las propiedades generales del producto final obtenido se prensentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Propiedades del alperujo compostado.

MO (%)	COT (g kg^{-1})	N total (g kg^{-1})	pH	CE (mS/cm)
65.9	382	21.7	7.71	2.32

MO: materia orgánica; COT: carbono orgánico total, N total: nitrógeno total; CE: Conductividad eléctrica.

Suelos

En cada uno de los tratamientos se tomaron muestras de suelo hasta los 20 cm de profundidad. Los valores de los parámetros estudiados se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Efecto de los diferentes sistemas de producción en propiedades físico-químicas del suelo.

	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
COT (g kg^{-1})	12.1b	31.7f	11.1a	28.6e	13.0c	28.0d
COH (mg kg^{-1})	164a	1562c	156a	1649d	150a	988b
AH (g kg^{-1})	1.94a	4.48d	2.04ab	4.27c	2.17c	4.59d
pH	4.53b	5.79d	4.57b	5.94e	4.27a	5.63c
CE (dS m^{-1})	6.57c	9.06d	4.11a	8.88d	5.86b	9.53e

Letras diferentes, en una misma fila, indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre tratamientos. COT: Carbono orgánico total, COH: Carbono orgánico hidrosoluble; AH: Ácidos húmicos; CE: Conductividad eléctrica

Estudios de disipación

Alícuotas de suelo (5 g), procedentes de cada tratamiento se pesaron en tubos Falcon estériles y se añadió agua destilada esteril hasta obtener condiciones de humedad aeróbicas (80% de la capacidad de campo). Se añadió BS correspondiente a una dosis de campo de 1 kg ha^{-1}, incubándose en oscuridad a una temperatura de 20º C. La humedad del interior del tubo se mantuvo añadiendo la correspondiente cantidad de agua destilada estéril semanalmente. A intervalos periódicos tras la aplicación del herbicida (2 horas, 3 días, 5 días, 7 días y desde entonces, semanalmente hasta los 49 días desde el inicio del experimento) se retiraron muestras por triplicado para su análisis. El BS fue extraido de las muestras de suelo añadiendo 10 mL de extractante formado por una mezcla de agua destilada/metanol 60:40 (v/v), fueron agitadas durante 24 horas en un agitador de vaivén y posteriormente centrifugadas. El extracto se analizó con HPLC y las curvas de disipación de BS se ajustaron a una cinética de primer orden, calculando las vidas medias ($t_{1/2}$).

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó utilizando el Software IBM SPSS Statistics 19 para Windows. Los datos resultantes fueron sometidos a una Anova de una vía, realizando el test de Duncan para determinar diferencias significativas ($p<0.05$). Se utilizó el coeficiente de Pearson para determinar correlaciones entre coeficientes de disipación y diferentes propiedades edáficas.

Resultados y discusión

Para todos los tratamientos los resultados se ajustaron satisfactoriamente a una cinética de primer orden, con $R^2>0.90$ (Tabla 3). Bajo condiciones aeróbicas, los valores de $t_{1/2}$ oscilaron entre 35 d para SD y 59 d para SDC. Siendo superior el valor de $t_{½}$ en todos los casos para los tratamientos que reciben aplicación de alperujo compostado (Tabla 3). De hecho, al finalizar el experimento, el porcentaje

remanente alcanzó el 38.7% para SD, 56.1% para SDC, 39.9% para LC, 47.3% para LCC, 41.5% para LCI y 54.7% para LCIC (Figura 1).

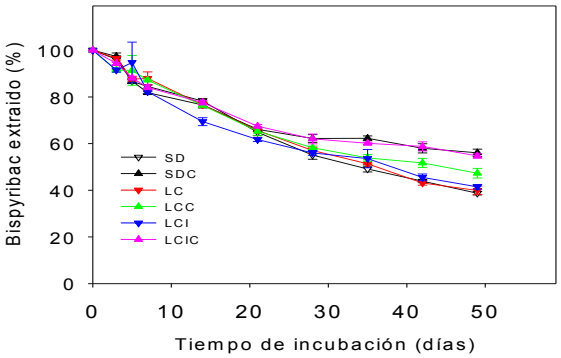


Figura 1. Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la dinámica de disipación de BS.

El orden de los valores de $t_{1/2}$ refleja una relación directa con el pH del suelo, presentando $t_{1/2}$ una correlación significativa con el pH edáfico (r=0.776**). Este hecho sugiere que la molécula de BS es más estable a pH más elevado y, por tanto, presenta una menor disponibilidad para su disipación. Diversos estudios [6] indican que una disminución de pH edáfico incrementa de forma significativa las tasas de disipación de herbicidas que son ácidos débiles, debido a un potenciamiento de las tasas de hidrólisis de estos compuestos a bajos niveles de pH.

Tabla 3 . Efecto de los diferentes sistemas de producción en la vida media de BS.

	SD	SDC	LC	LCC	LCI	LCIC
$t_{1/2}$ (dias)	35,48a	59,02d	35,98a	44,52c	39,04b	57,26d
R^2	0,99	0,90	0,99	0,95	0,95	0,93

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0.05) entre tratamientos.

Conclusiones

La aplicación de alperujo compostado, y el consiguiente aumento en el valor de pH derivado del mismo, incrementa la persistencia de BS en todos los manejos experimentados, en menor medida en los suelos sometidos a laboreo y riego por aspersión. Aunque este hecho puede potenciar la efectividad del herbicida en campo, también puede incrementar el riesgo de contaminación de aguas.

Agradecimentos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R) y la Consejería de Economía e Infraestructura de la Junta de Extremadura (IB16075; GR15043). Soraya Gómez agradece a la Junta de Extremadura la concesión de una beca predoctoral (PD16021).

Referencias bibliográficas

[1] Sánchez-Llerena, J., López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, J.M. 2016. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. EUROPEAN JOURNAL OF AGRONOMY 77: 101-110.

[2] López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Nunes, J.M.R., Peña, D., Cabrera, D. 2011. Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. Soil an Tillage Research 114: 175-182.

[3] Montemurro, F., Fiore, A., D'Andrea, L., Diacono, M. 2016. Olive mill by-products application: Organic olive orchard yield performance and soil fertility. Journal of Agricultural Science and Technology 18: 1883-1896.

[4] López-Piñeiro, A., Sánchez-Llerena, J., Peña, D., Albarrán, A., Ramírez, M. 2016. Transition from flooding to sprinkler irrigation in Mediterranean rice growing ecosystems: Effect on behaviour of bispyribac sodium. Agriculture, Ecosystem, and Enviroment 223: 99-107.

[5] Soil taxonomy, 1999. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. United States Department of Agriculture

[6] Chirukuri, R., Atmakuru, R. 2015. Sorption characteristics and persistence of herbicide Bispyribac Sodium in different global soils. Chemosphere 138: 932-939.

Rehabilitación de sedimentos fluviales contaminados por metales pesados de industrias curtidoras y actividades ganaderas mediante la técnica de fitoextracción (Proyecto Life+ Riverphy)

Rehabilitation of fluvial sediments contaminated by heavy metals from tanning industries and farms activities by the phytoextractiontechnique (Project Life+ Riverphy)

Gómez-Garrido Melisa[1*], Beltrá Castillo Juan Carlos[1], Mora Navarro José[2], Zornoza Raúl[1], Murcia Navarro Francisco José[2], (3), Faz Ángel[1]

[1]Universidad Politécnica de Cartagena. Grupo de Investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperaciónde Suelos y Aguas. Departamiento de Ciencia y Tecnología Agraria. Paseo Alfonso XIII, 52, 30203 Cartagena. Murcia. España.

[2]Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente. C/Calle Catedrático Eugenio Úbeda 3, Murcia 30071, España.

* melisa.gomez@upct.es

Resumen

El Valle del Guadalentín está situado entre Lorca y Murcia (SE España) y se caracteriza por una intensa producción agrícola y ganaderay una extensa industria curtidora. Dichas fuentes antropogénicas han liberado en el Río Guadalentín sales y metales como cobre (Cu), zinc (Zn) y cromo (Cr). La fitorremediación es una alternativa sostenible que permite la rehabilitación ambiental de los sedimentos secos del cauce mediante la transferencia de metales pesados de los suelos contaminados a la vegetación autóctona presente. La caracterización de los sedimentos se realizó mediante una malla de muestreo de 40 000 m^2 (500 m x 8 m) donde se tomaron muestras a 3 profundidades (0-20 cm, 20-50 cm y 5-100 cm) cada 50 m. Se realizó un estudio de vegetación con parcelas aleatorias de 10 mx 10 m. Los resultados indicaron que después de 12 meses la cubierta vegetal aumentó entre 35% y 70%. El grado de contaminación de Cu, Zn y Cr de los sedimentos secos fluviales disminuyó levemente, siendo *Atriplex halimus* la especie vegetal que presentó el valor más alto del factor de bioacumulación de todos los metales estudiados. Por tanto, la fitorremediación es una técnica sostenible no destructiva con el medio ambiente que permite la descontaminación *in situ* a largo plazo de las emplazamientos afectados por la contaminación de metales pesados.

Palabras clave: cobre, cromo, fitoextracción, plantas autóctonas, zinc.

Abstract

The Guadalentin Valley between Lorca and Murcia (SE Spain) is characterised by intensive crop and pig production, and an extensive agroalimentary and leather tannery industry. These anthropogenic sources have released salts and metal such as copper (Cu), zinc (Zn) and chromium (Cr) into Guadalentin River. Phytoremediation is a sustainable alternative that allows the environmental rehabilitation of fluvial dry sediments through the transfer of heavy metals from the contaminated sediments to the native vegetation. The sediments characterization was done by a sampling grid of 40 000 m^2 (500 m x 8 m) where samples were taken at 3 depths (0-20 cm, 20-50 cm and 5-100 cm) every 50 m. A vegetation study was carried out by random plots of 10 m x 10 m. The results indicated that after 12 months the vegetation cover increased between 35% and 70%. The degree of contamination of Cu, Zn and Cr of the river dry sediments decreased slightly, being *Atriplex halimus* the plant specie that presented the highest value of the bioaccumulation factor of all the studied metals. Therefore, phytoremediation is a sustainable non-destructive technique with the environment that allows the long-term *in situ* decontamination of locations affected by contamination of heavy metals.

Keywords: Autochthonous vegetation, copper, chromium, phytoextraction, zinc.

Introducción

El curtido del cuero es un sector industrial de gran tradición en España. Esta industria se consideraba contaminante principalmente por los vertidos que terminaban en el río.Entre Lorca y Murcia, el valle del Guadalentín (SE de España) se caracteriza por una agricultura y ganadería intensiva además de las industrías del curtido. Ambas fuentes antropogénicas de contaminación liberaron en el Río Guadalentín sales y metales como cobre (Cu), zinc (Zn) y cromo (Cr). Hasta el año 2003, las aguas se descargaban directamente al río seco sin ningún tratamiento previo. Algunos de estos vertidos fueron de 10 000 m^3 por día (concentraciones de Cr de 500 mg/L). Para la restauración del área de estudio del lecho del río seleccionamos una alternativa medioambiental sostenible, la fitorremediación, que nos permite extraer los metales pesados presentes en el suelo y transferirlos a los tejidos de las plantas. A continuación la biomasa vegetal se cortará e incinerará en una planta de tratamiento. Las especies vegetales utilizadas fueron: *Atriplexhalimus*, *Salsolaoppositifolia*, *Suaeda vera* y *Tamarix africana*. Los principales objetivos de este estudio fueron:

• Evaluar, demostrar y difundir una alternativa sostenible para la recuperación ambiental y paisajística de un tramo contaminado de 500 metros (80 m de ancho) del Río Guadalentín a través de la ciudad de Lorca (SE de España).

• Demostrar la eficacia de la técnica de fitorremediación como método de descon-taminación de metales pesadosen los suelos mediante el uso de plantas.

Materiales y métodos

El tramo de estudio del lecho del río se encuentra en Lorca (SE España, H: 30; X: 614 659; Y: 4 169 695) a 353 metros sobre el nivel del mar (Figura 1). Se tomaron muestras de sedimento a tres profundidades (0-20 cm, 20-50 cm y 50-100 cm) en 2013 y en 2016 para evaluar el grado de contaminación en el área del lecho del río a rehabilitar, con un total de 40 muestras por año.

Fig 1-Localización del cauce de estudio en Lorca, Murcia (España).

Las especies vegetales *Atriplexhalimus*, *Salsolaoppositifolia*, *Suaeda vera* y *Tamarix africana* fueron plantadas en otoño de 2015 y se tomaron muestras de planta completa en otoño de 2016. Para determinar el grado de acumulación de metales pesados se tomaron muestras (mínimo por triplicado) de raíz, tallo y hoja a lo largo de los 500 metros.

En suelo, las concentraciones totales de Cu, Zn y Cr se determinaron por digestión a 210ºC con una mezcla de 50% de HNO_3 y $HClO_4$ (relación 1:2 p/v) durante 1.5 h [1] y se midieron por espectroscopía atómica de absorción (AAnalyst 800, Perkin Elmer). Las concentraciones de Cu, Zn y Cr intercambiables se determinaron por extracción con $CaCl_2$ 0.01 M (relación 1:10 p/v) [2] y se midieron por espectroscopía de absorción atómica (AAnalyst 800, Perkin Elmer). Las fracciones solubles de Cu, Zn y Cr se determinaron usando agua desionizada como extractante(relación 1:5 p/v) [3] y se midieron por espectroscopía de absorción atómica (AAnalyst 800, Perkin Elmer). La determinación de Cr(VI) se realizó por colorimetría usando el método de la difenilcarbazida. La concentración de Cr(III) total fue la diferencia entre la concentración de Cr total y la concentración de Cr(VI) total.

Para las muestras de vegetación, la concentración total de Cu, Zn y Zn se determinó por incineración de las muestras de la planta (raíz, tallo y hoja) a 550 ºC y mineralización con HNO_3 (0.6 M) y medición en espectroscopía de absorción atómica (AAnalyst 800, Perkin Elmer).

El estudio estadístico se desarrolló con el software estadístico SPSS versión 23. Para determinar el grado de contaminación de metales totales se usaron los niveles de fondo y los niveles genéricos de referencia (NGR) propuestos para la Región de Murcia [4]: 32 mg/kg (Cu), 105 mg/kg (Zn) y 66 mg/kg (Cr). El factor de biacumulación (FBA) se calculó sumando la concentración de cada metal en la parte aérea (tallo+hoja) entre la concentración del metal biodisponible en el suelo.

Resultados y discusión

En 2016 la distribución geoespacial de Cu mostró una mayor área con respecto al año 2013, con concentraciones que superaron el NGR propuesto para la Región de Murcia (32 mg/kg), especialmente en los horizontes de 0-20 cm (de 30.8 a 47.7 mg/kg en 2016) y 50-100 cm (29.8 a 47.2 mg/kg en 2016) de la sección oriental. Estadísticamente, el aumento de 2013 a 2016 fue significativo sólo para el horizonte de 0-20 cm.La correlación más significativa se encontró entre el Cu total y la conductividad eléctrica (CE, r=-0.38, p<0.05). De 2013 a 2016, los valores de CE disminuyeron en todas las profundidades (0-20 cm, 20-50 cm y 50-100 cm). El aumento del Cu total podría deberse a un aumento en la disponibilidad de las diferentes fracciones de Cu, fenómenos de evapotranspiración que afecta el contenido de sales u otros factores.

Con respecto a la distribución geoespacial del Zn total, el área contaminada en 2016 fue menor que en 2013 como consecuencia de la vegetación fitoextractora implantada en 2015, aunque esta disminución no fue estadísticamente significativa en ninguno de los horizontes muestreados (0-20 cm, 20- 50 cm y 50-100 cm).

En el año 2016, las concentraciones totales de Cr en el suelo cambiaron ligeramente de 2013 a 2016. Estadísticamente, las concentraciones totales de Cr fueron significativamente más altas en el horizonte de 0-20 cm en 2016. Estas variaciones podrían deberse a procesos de movilidad, un aumento en la disponibilidad de diferentes fracciones u otros factores. Los porcentajes de Cr(VI) y Cr(III) con respecto al Cr total (100%) fueron 0.68%, 0.27% y 0.46% para Cr(VI) y 99.32, 99.73% y 99.54% para Cr(III) en los horizontes de 0-20 cm, 20-50 cm y 50-100 cm, respectivamente. El único aumento significativo observado fue para Cr (III) en el horizonte de 0-20 cm.

Sería conveniente esperar a tener más resultados futuros y contrastar conjuntamente los resultados del Cu total y Cr en el suelo para los años 2013, 2016 y 2017 para ver la eficiencia de este tipo de fitotecnología para la extracción de Cu, Zn y Cr.

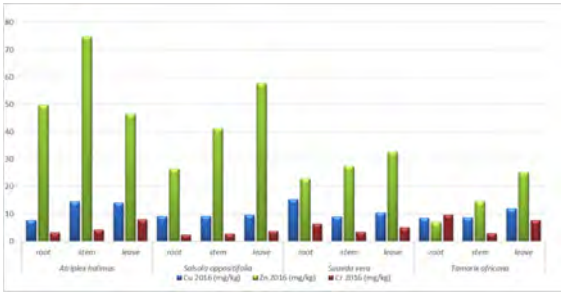


Fig 2- Concentraciones de Cu, Zn y Cr en raíz, tallo y hoja de las species vegetales *Atriplex halimus*, *Salsola oppositifolia*, *Suaeda vera* and *Tamarix africana* en el año 2016.

La Figura 2 muestra la acumulación de Cu, Zn y Cr en los tejidos vegetales (raíz, tallo y hoja) de *Atriplex halimus*, *Salsola oppositifolia*, *Suaeda vera* y *Tamarix africana* en el año 2016. El metal más acumulado en los tejidos vegetales fue Zn (74.77-6.69 mg/kg), seguido de Cu (15.30-7.69 mg/kg) y finalmente Cr (9.57-2.45 mg/kg). La mayor acumulación se encontró para Zn (74.77 mg/kg en tallo de *Atriplex halimus*) y la más baja para Cr (2.45 mg/kg en raíz de *Salsola oppositifolia*).

Con respecto a las especies vegetales (máxima y mínima concentración), el Cu mostró una acumulación similar en todos los tejidos vegetales: raíz (15.30 mg/kg *Suaeda vera* - 7.69 mg/kg *Atriplex halimus*), tallo (14.48 mg/kg *Atriplex halimus* - 8.73 mg/kg *Tamarix africana*) y hoja (14.00 mg/kg de *Atriplex halimus* - 9.70 mg/kg de *Salsola oppositifolia*); el Zn

mostró una mayor acumulación en el tallo (74.77 mg/kg *Atriplex halimus* - 14.47 mg/kg *Tamarix africana*) y en hoja (57.66 mg/kg *Salsola oppositifolia* - 25.15 mg/kg *Tamarix africana*) en comparación con la raíz (49.72 mg/kg *Atriplex halimus* - 6.96 mg/kg *Tamarix africana*). El Cr mostró una mayor acumulación en la raíz (9.57 mg/kg de *Tamarix africana* - 2,45 mg/kg de *Salsola oppositifolia*) en comparación con el tallo (4.16 mg/kg de *Atriplex halimus* - 2.67 mg/kg de *Salsola oppositifolia*) y la hoja (7.91 mg/kg de *Atriplex halimus* - 3.68 mg/kg de *Salsola oppositifolia*).

En el año 2016 los valores promedio más elevados para el FBA de *Atriplex halimus*, *Salsola oppositifolia*, *Suaeda vera* y *Tamarix africana* BAF se encontraron para Zn (42.8 en *Atriplex halimus* - 14.0 en *Tamarix africana*), seguido por Cu (10.3 en *Atriplex halimus* - 6.8 en *Salsola oppositifolia*) y finalmente Cr (20.14 en *Atriplex halimus* - 1.058 en *Salsola oppositifolia*).

Conclusiones

El aumento significativo de Cu total y Cr total en los horizontes del suelo puede deberse al aumento en la disponibilidad de sus diferentes fracciones y otros factores como las variaciones en la CE y el pH.La concentración de Zn total en el suelo disminuye (no significativamente) posiblemente debido a la acción fitorremediativa de las especies vegetales, aunque no ocurre para Cu y Cr, esto puede verse influenciado por las condiciones de sequía a las que las especies vegetales han estado expuestas.

Con repecto a los resultados en planta, el Zn es el metal que mejor se absorbe (en comparación con Cu y Cr) por las plantas, principalmente por *Atriplex halimus* y *Salsola oppositifolia*, la acumulación de Cu es muy similar para todas las especies y tejidos vegetales y sobre la acumulación de Cr, destacan *Tamarix Africana* y *Atriplex halimus*. El episodio de sequía que enfrentaron las especies vegetales (desde noviembre de 2015 hasta noviembre de 2016) podría haber afectado la eficiencia de la fitoextracción de metales Cu, Zn y Cr del suelo. Para determinar la eficiencia de este tipo de fitotecnología en metales sería conveniente esperar a resultados futuros y contrastar conjuntamente los resultados de Cu, Zn y Cr totales en el suelo y de las especies vegetales durante los años 2013, 2016 y 2017.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto EU-LIFE+RiverPhy (LIFE11 ENV/ES/000506) "Rehabilitation of a heavy metal contaminated riverbed by phytoextraction technique".

Referencias bibliográficas

[1] Risser, J.A., Baker, D.E. 1990. Testing soils for toxic metals. pp. 275-298. Westerman, R. L. (Ed.). Soil Testing and Plant Analysis. Soil Science Society of America Special Publication 3. Madison, Wisconsin.

[2] Pueyo, M., López-Sanchez, J.F., Rauret, G. 2004. Assessment of $CaCl_2$, $NaNO_3$ and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. Analytica Chimica Acta 504: 217–226.

[3] Ernst, W.H.O. 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Applied Geochemistry 11: 163–167.

[4] Martínez, Pérez. 2007. Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia. Murcia. 304 pp.

Rumex acetosa L.: ¿Es esta pseudometalofita una "caja del tesoro" para la fitorremediación de suelos contaminados con Zn, Cd y Pb?

Rumex acetosa L.: Is this pseudometalophyte a "treasure box" for phytoremediation of soils contaminated with Zn, Cd and Pb?

Gómez-Sagasti, María T.[1*]; Barrutia, Oihana[1]; Hernández, Antonio[1]; Garbisu, Carlos[2]; García-Plazaola, J.I.[1]; Fernández-Pascual, Mercedes[3]; Becerril, J.M.[1]

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), E-48080 Bilbao. España.
*e-mail: mariateresa.gomez@ehu.eus

[2] Departamento de Conservación de Recursos Naturales, NEIKER-Tecnalia, C/Berreaga 1, E-48160 Derio. España.

[3] Departamento Suelo, Planta y Calidad Ambiental, Instituto de Ciencias Agrarias del CSIC, C/Serrano 115b, E-28006 Madrid. España.

Resumen

Las **plantas "pseudometalofitas"** son aquellas que, caracterizadas por un amplio rango de tolerancia a metales, son capaces de establecerse tanto en suelos contaminados con diferentes metales y concentraciones como en las áreas no contaminadas. Las adaptaciones ecofisiológicas a ciertos metales sufridas por estas plantas pseudometalofitas les confieren ventajas evolutivas, además de una mayor capacidad de fitoextracción e (hiper)acumulación de metales. ***Rumex acetosa* L.**, comunmente conocida como "acedera", podría ser buen ejemplo de ello. En este trabajo se estudiaron dos ecotipos de *R. acetosa*; una tolerante originaria de una mina abandonada de Zn y Pb (ecotipo LAN) y la otra sensible a esos metales (ecotipo LAR). Los dos objetivos fundamentales de este estudio fueron: (i) evaluar sus respectivas capacidades de **fitoextracción (absorber y acumular) Zn, Cd y Pb**, siendo esta una de las fitotecnologías de bajo coste y alta efectividad más utilizadas para la **recuperación de suelos contaminados con metales**; y, (ii) identificar los **mecanismos ecofisiológicos clave** en la tolerancia a metales que podrían ser utilizados para la mejora de esta especie, u otras de interés agronómico, y así garantizar una efectiva recuperación de los suelos contaminados. La presión selectiva a la que se ha visto sometido el ecotipo de *R. acetosa* recolectado de la mina de Zn/Pb, ha hecho que estas plantas fueran especialmente tolerantes (sin apenas síntomas de fitotoxicidad a nivel bioquímico –cambios de los perfiles de pigmentos y antioxidantes–, a nivel ultraestructural –estado y organización de los cloroplastos–, ni en la producción de biomasa) a la vez que eficientes en la fitoextracción de Zn y Cd. Antocianinas y tocoferoles, dos metabolitos secundarios con función antioxidante, demostraron ser biomarcadores del estrés por metales en el ecotipo sensible por lo que resultarán muy útiles en la monitorización de la salud de suelos/plantas. En cuanto a la fitoextracción, los peciolos fueron los órganos con mayor acumulación de metales, pudiendo ser interesante no sólo para mejorar la especie en términos de fitoextración si no también a la hora de diseñar la cosecha del material vegetal.

Palabras clave: acedera, metales, fitoextracción, antioxidantes, peciolos

Abstract

"Pseudometalophyte" plants are those that, characterized by a wide range of tolerance to metals, are able to growth and survive in soils contaminated with different metals and concentrations and also in non-contaminated areas. The ecophysiological adaptations to certain metals suffered by these pseudometallophyte plants confer them evolutionary advantages, besides a greater capacity of metal phytoextraction and (hyper)accumulation. ***Rumex acetosa* L.**, commonly known as "sorrel", would be a proper example of it. In this work two ecotipes of *R. acetosa* were studied; one of them was a tolerant ecotipe native from an abandoned mine of Zn and Pb (LAN ecotype) and the other was metal susceptible (LAR ecotype). The two main objectives of this study were: (i) evaluate their respective capacities of **phytoextraction (absorb and accumulate) Zn, Cd and Pb**, being phytoextración one of the most used phytotechnology for recovery metal contaminated soils; and, (ii) identificate the **key ecophysiological mechanisms behind metal tolerance** that could be useful for the improvement of this species, or others with agronomic interest, and thus guarantee an effective recovery of contaminated soils. The selective pressure to whom LAN ecotype of *R. acetosa* has been subjected, made these plants especially tolerant (with scarcely signs of phytotoxicity neither at biochemical level –changes in the profiles of pigments and antioxidants–, ultrastructural level –status and organization of chloroplast– nor in the biomass production) and simultaneously efficient in the phytoextraction of Zn and Cd. Anthocyanins and tocopherols, a secondary metabolites with antioxidant function, emerged as biomarkers of metal stress in the susceptible ecotype and, consequently, they could be useful in the monitorization of soil/plant health. Regarding phytoextraction, the petioles were the organs with the largest metal accumulation, which could be interesting not only to improve the species in terms of phytoextraction, but also in the design of plant harvest.

Keywords: sorrel, metals, phytoextraction, antioxidants, petioles

Introducción

El alcance global de los problemas medioambientales y sociales derivados de la contaminación del suelo por metales, ha hecho que su recuperación sea una prioridad en política ambiental. En este sentido, y considerando el actual escenario socio-económico, tecnologías de bajo coste y de conservación de recursos como la fitoextracción están siendo empleadas para recuperar un creciente número de suelos contaminados con metales [1].

La fitoextracción se basa en el uso de plantas hipertolerantes capaces de absorber, transportar y acumular metales en su biomasa aérea. En concreto, las plantas "pseudometalofitas", con ecotipos capaces de colonizar un amplio rango de condiciones edáficas, suponen una "caja de tesoro" ya que presentan un gran potencial para la restauración de suelos contaminados. *Rumex acetosa* L. (Polygonaceae, n. com. acedera) cumple con varios requisitos clave para la revegetación y fitoextracción de metales, como tener una gran amplitud ecológica y una producción moderada de biomasa. Barrutia y cols. [2,3] confirmó la tolerancia a Zn, Cd y Pb de un ecotipo de *R. acetosa* (LAN) originaria de una mina abandonada de Zn/Pb y la sensibilidad del ecotipo de *R. acetosa* (LAR) procedente de un entorno rural no contaminado. Sin embargo, los mecanismos específicos que hacen posible esa tolerancia a cada uno de los metales están aún por esclarecer.

Así pues, el objetivo principal del trabajo aquí presentado es identificar y evaluar el impacto de los metales (Zn, Cd y Pb) en dos ecotipos de *R. acetosa* (LAR y LAN). Entre los objetivos específicos están evaluar (i) la fitotoxicidad, distribución y compartimentalización de los metales en los diferentes órganos o tejidos de la planta; (ii) el papel del sistema fotoprotector y antioxidante en la tolerancia o como bioindicadores de estrés en respuesta a los metales; y, por último; (iii) el potencial de los ecotipos LAR y LAN de *R. acetosa* en la fitoextracción de Zn, Cd o Pb y en la revegetación de suelos contaminados.

Material y métodos

Diseño experimental

Los explantes clonales del ecotipo tolerante de *Rumex acetosa* L. (ecotipo LAN) originaria de una mina de Zn/Pb (3°13"N; 3°26"W), y del ecotipo sensible (ecotipo LAR), se colocaron en recipientes de 15 L con solución Hoagland bajo condiciones controladas [2]. Tras el periodo de aclimatación, la solución nutritiva fue reemplazada por una "solución de tratamiento" formulada con la solución Hoagland diluida suplementada con Zn (500 µM) o Cd (50 µM) o Pb (500 µM) en forma de sales de nitrato o sin metales (tratamiento control). La solución de crecimiento se cambió cada 6 días. A los 18 días de exposición se procedió a la cosecha. Para ello, las raíces se limpiaron con una solución de $CaCl_2$ para desorber los metales. Se determinó el peso fresco (PF) y el peso seco (PS) de la raíz, hojas y peciolos, tanto jóvenes como maduros [2].

Se tomaron muestras de hojas y/o raíces para determinar los siguientes parámetros: (i) metales en planta [2,3]; (ii) pigmentos fotosintéticos [clorofilas a+b –*Chl*–, carotenoides –*Carot.*–] [4] y antioxidantes lipofílicos [tocoferoles –*Tocof.*–] [4] e hidrofílicos [antocianinas –*Antoc.*–] [5]; (iii) microscopía óptica, electrónica de barrido (SEM) y de transmisión (TEM) [6] de las secciones medias de hojas jóvenes y raíces; y, por último; (iv) microanálisis semi-cuantitativo basado en energía dispersiva de rayos X (EDS) [7].

Resultados y discusión

Acumulación de metales en planta

El ecotipo LAN fue capaz de acumular más Zn y Cd que el ecotipo LAR, tanto en la parte aérea como en la raíz (Tabla 1A y B). Esta capacidad para acumular Zn se debió en parte a su alta movilidad y a ser el metal más abundante en la mina de donde proecede el ecotipo LAN. En el caso del Pb, fue el ecotipo LAR el que más metal acumuló por su gran inmovilización en la raíz (Tabla 1A y B).

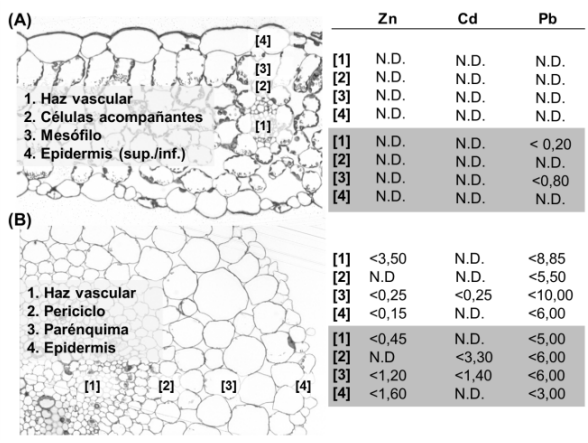
Tabla 1 – Concentración de metales (mg metal kg^{-1} PS órgano) en la parte aérea (A), raíz (B); hojas jóvenes y hojas maduras (C); peciolos jóvenes y peciolos maduros (D) de los ecotipos LAR (fondo blanco) y LAN (fondo gris) a los 18 días de tratamientos metálicos.

Zn	Cd	Pb
A) Parte aérea		
1036,4	383,4	3490,9
1415,5	379,5	2180,3
B) Raíz		
4088,8	2586,1	89818,4
8583,6	3387,1	46263,6
C) Hoja jóven / Hoja madura		
803,5 / 706,7	108,2 / 4,9	281 / 164,6
3098,6 / 543,1	96,9 / 241,6	787,0 / 328,3
D) Peciolo jóven / Peciolo maduro		
1458,7 / 1581,6	781,4 / 457,5	4123,6 / 6007,8
2632,7 / 2444,9	862,7 / 853,7	3616,0 / 5234,6

Ambos ecotipos, a pesar de registrar un alto factor de bioacumulación ($[meta]_{p.aérea}/[medio]$) para el Cd y Pb, mostraron un bajo factor de translocación ($[metal]_{p.aérea}/[metal]_{raíz}$), característica que los desmarca como potenciales hiperacumuladoras. Las hojas jóvenes fueron las que más Zn>Pb>Cd acumularon (Tabla 1C). Los peciolos fueron los órganos con mayor acumulación de metales (Tabla 1D). Otros estudios [8] han indicado que los metales pueden reaccionar con los componentes y paredes de los tejidos conductores de la planta. Nuestro estudio de microlocalización (Figura 1), indicó que el Zn y el Cd se acumularon principalmente en las paredes celulares del periciclo, parénquima y en la epidermis de las raíces del ecotipo LAN, lo que sugirió que estaban siendo transportados apoplásticamente. Además, también se observó una gran unión extracelular del Pb (Figura 1), lo que reforzó el papel de la pared celular como barrera a la entrada masiva de iones metálicos.

Fitotoxicidad de los metales

El ecotipo LAN de *R. acetosa* mantuvo la producción de biomasa y el contenido en clorofilas (Chl) en presencia de cada uno de los metales y a niveles similares a los de las plantas control (Tabla 2). Mientras, en las plantas LAR, la presencia de Zn aumentó el contenido en Chl (Tabla 2). Teniendo en cuenta la reducción del PS tanto de la parte aérea como de la ráiz de las plantas LAR tratadas con Zn, se concluyó que el aumento de Chl era un indicador de fitotoxicidad. El cociente carotenoides/Chl fue constante y no se vio afectado en ninguno de los ecotipos, situándose entorno a 0,3 bajo todos los tratamientos.



	Zn	Cd	Pb
[1]	N.D.	N.D.	N.D.
[2]	N.D.	N.D.	N.D.
[3]	N.D.	N.D.	N.D.
[4]	N.D.	N.D.	N.D.
[1]	N.D.	N.D.	< 0,20
[2]	N.D.	N.D.	N.D.
[3]	N.D.	N.D.	<0,80
[4]	N.D.	N.D.	N.D.
[1]	<3,50	N.D.	<8,85
[2]	N.D	N.D.	<5,50
[3]	<0,25	<0,25	<10,00
[4]	<0,15	N.D.	<6,00
[1]	<0,45	N.D.	<5,00
[2]	N.D	<3,30	<6,00
[3]	<1,20	<1,40	<6,00
[4]	<1,60	N.D.	<3,00

Figura 1 – Microlocalización del Zn, Cd y Pb de los ecotipos LAR (fondo blanco) y LAN (fondo gris) a los 18 días de tratamientos metálicos. Datos en % de señal del metal respecto a la señal total. N.D.: No detectado.

Tabla 2 – Peso seco (PS; g) y pigmentos y antioxidantes (µmol m^{-2}) de los ecotipos LAR (fondo blanco) y LAN (fondo gris) a los 18 días de exposición a Zn, Cd y Pb.

Control	Zn	Cd	Pb
PS Parte aérea			
5,3	1,8	2,7	2,6
3,3	3,1	1,9	2,4
PS Raíz			
1,6	0,4	0,7	0,7
1,5	1,4	1,0	1,4
Chl en Hoja jóven / Hoja madura			
271,2 / 380,3	387,8 / 349,2	164,1 / 196,4	224,4 / 226,8
297,9 / 391,9	200,6 / 290,9	286,8 / 353,6	197,8 / 218,1
Carot. en Hoja jóven / Hoja madura			
85,5 / 112,5	129,5 / 121,1	56,74 / 82,11	75,0 / 81,25
92,2 / 116,3	67,7 / 98,7	96,9 / 110,6	71,4 / 73,8
Antoc. en Hoja jóven / Hoja madura			
0,0 / 23,3	440,6 / 762,0	53,3 / 993,9	181,1 / 638,8
2,4 / 5,7	36,3 / 652,8	13,0 / 8,4	18,0 / 522,9
Tocof. en Hoja joven / Hoja madura			
9,8 / 19,4	63,0 / 79,6	24,7 / 72,8	31,1 / 66,4
8,0 / 17,3	12,4 / 52,6	17,0 / 33,5	24,5 / 57,2

La baja fitotoxicidad indicada en los parámetros anteriores se vió confirmada por la baja afección de la ultraestructura celular de las hojas de las plantas LAN (Figura 2). Sin embargo, en las plantas LAR aparecieron claros síntomas de

fitotoxicidad a nivel de ultraestructura del cloroplasto (i.e. desorganización de los tilacoides, aparición de granulos de almidón, presencia de plastoglóbulos) con los tres metales estudiados (Figura 2).

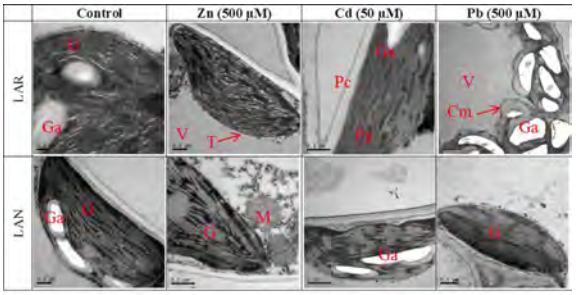


Figura 2. Micrografías electrónicas de cloroplastos de hojas jóvenes de los ecotipos LAR y LAN de *Rumex acetosa* tras 18 días de tratamientos control, Zn, Cd y Pb. Cm: membrana del cloroplasto; Pc: pared celular; G: grana; M: mitocondria; Pg: plastoglóbulo; Ga: gránulos de almidón; T: tonoplasto; V: vacuola.

La concentración de antioxidantes lipofílicos tocoferoles/Chl más alta se obtuvo en las hojas jóvenes de las plantas LAN control (1:37) >Cd (1:17) >Zn (1:16), seguidas de las hojas jóvenes LAR (control>Cd>Zn) (Tabla 2). Esto fue indicativo de la capacidad antioxidante y fotoprotectora del ecotipo LAN ante el estrés oxidativo generado por estos dos metales. Las plantas LAR aumentaron notablemente el contenido en antocianinas, más aún que las plantas LAN y los respectivos controles (Tabla 2). No obstante, la inducción general de antocianinas (en vacuola) [9] y tocoferoles (en membrana) [10] en las plantas sensibles, convierte a estos dos metabolitos secundarios en biomarcadores de exposición a metales muy útiles.

Conclusiones

El ecotipo LAN de *R. acetosa* es una herramienta biotecnológica valiosa (i.e. una "caja del tesoro") para la fitorecuperación de suelos contaminados con Zn y Cd dada su tolerancia y capacidad fitoextractora. Además, su toxicidad para los herbívoros limita la entrada de metales en la cadena trófica. La mejora de la especie y/o la optimización de los programas de fitorecuperación de los suelos se podría conseguir potenciando dos aspectos complementarios: (i) la fitoestabilización de los iones metálicos en las paredes celulares de las raíces y/o (ii) la fitoextracción de metales potenciando el desarrollo de los peciolos o favoreciendo cultivares con peciolos más desarrollados.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: AGL2015-64481-C2-1 y AGL2013-40758-R2 (MINECO), PhytoSUDOE SOE1/P5/E0189; Fondos FEDER; e IT 1018-16 (Gobierno Vasco). M.T.G.S. agradece al Vicerrectorado de Investigación de la UPV/EHU por las ayudas de especialización postdoctoral y de movilidad de investigadores.

Referencias bibliográficas

[1] Koelmel, J., Prasad, M.N.V., Pershell, K. 2015. Bibliometric analysis of phytotechnologies for remediation: global scenario of research and applications. Int. J. Phytoremediation 17: 145-153.

[2] Barrutia, O., Epelde, L., García-Plazaola, J.I., y cols. 2009. Phytoextraction potential of two *Rumex acetosa* L. accessions collected from metalliferous and non-metalliferous sites: Effect of fertilization. Chemosphere 74: 259-264.

[3] Barrutia, O., Garbisu, C., Hernández-Allica, J., y cols. 2010. Differences in EDTA-assisted metal phytoextraction between metallicolous and non-metallicolous accessions of *Rumex acetosa* L. Environ. Pollut. 158: 1710-1715.

[4] García-Plazaola, J. y Becerril, J.M. 2001. Seasonal changes in photosynthetic pigments and antioxidants in beech (*Fagus sylvatica*) in a Mediterranean climate: implications for tree decline diagnosis. Australian J. Plant Physiol. 28: 225-232.

[5] Gould, K.S., Markhams, K.R., Smith, R.H., y cols. 2000. Functional role of anthocyanins in the leaves of *Quintinia serrata.* A. Cunn. J. Exp. Bot. 51: 1107-1115.

[6] de María, N., de Felipe, M.R., Fernández-Pascual, M., 2005. Alterations induced by glyphosate on lupin photosynthetic apparatus and nodule ultrastructure and some oxygen diffusion related proteins. Plant Physiol. Biochem. 43: 985-996.

[7] Jorge, A., Polidori, C., Garcia-Guinea, J., y cols. 2017. Spectral cathodoluminescence analysis of hymenopteran mandibles with different levels of zinc enrichment in their teeth. Arthropod Struct Dev, 46: 39-48.

[8] Qiu, R.-L., Thangavel, P., Hu, P.-J., y cols. 2011. Interaction of cadmium and zinc on accumulation and sub-cellular distribution in leaves of hyperaccumulator *Potentilla griffithii.* J. Hazard. Mater. 186: 1425-1430.

[9] Castaneda-Ovando, A., de Lourdes Pacheco-Hernández, M., Páez-Hernández, y cols. 2009. Chemical studies of anthocyanins: A review. Food Chem. 113: 859-871.

[10] Hernández, I., Alegre, L., Breusegem, F.V., y cols. (2009) How relevant are flavonoids as antioxidants in plants?. Trends Plant. Sci. 14: 125-132.

Transferencia de Hg a un suelo de bosque caducifolio a través de la caída de material senescente

Mercury transfer to a deciduous forest soil through litterfall

Gómez-Armesto, Antía[1*]; Méndez-López, Melissa[1]; Campillo-Cora, Claudia[1]; Pérez-Rodríguez, Paula[1,2]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España

[2](LHyGeS) Université de Strasbourg/EOST, UMR7517-CNRS, Francia

*angomez@uvigo.es

Resumen

Se estudia la contribución del material vegetal senescente (*litterfall*) en la transferencia de Hg atmosférico al suelo en una parcela forestal dominada por *Quercus robur* (roble) en el NO de España durante el año 2015. El *litterfall* se recolectó mensual o quincenalmente mediante la instalación de 11 captadores de biomasa senescente. Se recogieron un total de 281 muestras que fueron clasificadas en hojas de roble (42 %), pequeñas ramas (22 %) y misceláneas (36 %). El flujo de biomasa fue de 524 g m^{-2} $año^{-1}$, siendo máximo en los meses de enero y diciembre. El flujo de deposición de Hg fue de 20 µg m^{-2} $año^{-1}$, estando fuertemente influenciado por la cantidad de *litterfall*. El promedio de la concentración de Hg en los horizontes Oi (49 ng g^{-1}) fue inferior a la obtenida para los horizontes Oe+Oa (72 ng g^{-1}) debido al mayor grado de humificación de la materia orgánica de estos últimos. Esto también conlleva que los horizontes Oe+Oa presenten una acumulación de Hg 10 veces superior a la de los horizontes Oi (101 frente a 11 µg m^{-2}). Así pues, la caída de biomasa senescente parece contribuir signficativamente a la acumulación de Hg en los suelos forestales.

Palabras clave: mercurio, *litterfall*, *Quercus robur*, tranferencia, suelo

Abstract

The contribution of senescent plant material (litterfall) to the atmospheric Hg transfer to the soil in a forestry plot dominated by *Quercus robur* (oak) in the NW of Spain though 2015 was studied. The litterfall was collected monthly or every two weeks by means of the installation of 11 senescent biomass collectors. A total of 281 were collected and they were classified in oak leaves (42 %), little twigs (22 %) and miscellaneous (36 %). The annual flux of biomass was 524 g m^{-2} yr^{-1}, being highest in January and December. The annual Hg deposition flux was 20 µg m^{-2} yr^{-1}, being strongly influenced by the quantity of litterfall. The mean Hg concentration in Oi horizons (49 ng g^{-1}) was less than in Oa+Oe horizons (72 ng g^{-1}) because of the greater hummification degree in the last ones. For this reason Oe+Oa horizons show a Hg accumulation 10 times higher than Oi horizons (101 and 11 µg m^{-2}, respectively). Thus, the falling of senescent biomass seem to contribute significatively to the Hg accumulation in forest soils.

Keywords: mercury, *litterfall*, *Quercus robur*, transfer, soil

Introducción

Los suelos son el principal receptor de mercurio (Hg) en los ecosistemas terrestres, a donde llega principalmente a través de la deposición seca y húmeda. En los suelos forestales, la caída de biomasa senescente (*litterfall*) constituye una vía adicional de transferencia de Hg desde la atmósfera al suelo [1]. De hecho, el Hg contenido en el *litterfall* puede suponer del 30 al 60% de todo el Hg que se deposita en los suelos forestales [2].

La eficiencia de la retención de Hg por la vegetación arbórea depende de factores como el área superficial foliar y el periodo de exposición [3]. Durante su periodo activo, la biomasa aérea de los árboles (especialmente las hojas) retiene y acumula de forma pasiva parte del Hg transportado por las masas de aire. Al alcazar la senescencia, la biomasa foliar (y otros componentes como pequeñas ramas, frutos, flores, etc) transfieren el Hg almacenado al suelo. Ya en superficie, el *litterfall* comienza su descomposición pudiendo remitir a la atmósfera parte del Hg acumulado [3], aunque mayoritariamente se incorpora al horizonte más superficial del suelo dada su afinidad por la materia orgánica y por las formas de Al y Fe.

Este proceso de transferencia de Hg atmosférico al suelo, y su posterior retención, confiere a los suelos forestales un papel clave en el ciclo global del Hg. No obstante, la estrecha relación del Hg con la dinámica del C en los suelos puede alterarse como consecuencia del cambio climático, de cambios en el uso del suelo o por una modificación sustancial de las emisiones de Hg a nivel global [4].

El principal objetivo de este trabajo es cuantificar la deposición de Hg al suelo a través del *litterfall* en una parcela forestal dominada por roble (*Quercus robur*) y compararla con el reservorio de Hg en horizontes O de la parcela.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se desarrolló durante el año 2015 en las proximidades de O Carballiño (NO Ourense, España). La parcela tiene una superficie de 0.1 ha y está dominada por *Quercus robur* (roble), que presenta un grado de cobertura de la superficie de la parcela superior al 80 %. En la parcela se instalaron 11 colectores de material senescente con una superficie de recogida de 0.24 m^2 cada uno. La periodicidad de toma de muestras fue mensual o quincenal (septiembre, octubre, noviembre, diciembre). También se tomaron muestras de los horizontes orgánicos (Oi, Oe+Oa) en cuatro localizaciones, tomando valores de masa de suelo por unidad de superficie y profundidad de cada horizonte.

Tratamiento de las muestras

El *litterfall* recolectado se secó en una estufa (cinco días a 35 ^{0}C) y se separó en tres fracciones: hojas de roble, ramas (<0.5 cm de diámetro) y misceláneas (semillas, líquenes, etc.). Cada fracción se pesó individualmente. En ausencia de suficiente biomasa para análisis, muestras del mismo periodo de recogida (mensual o quincenal) y fracción fueron unificadas. Las muestras de *litterfall* y de horizontes O fueron primero trituradas y luego finamente molidas. Se analizaron 281 muestras de *litterfall* (119 de hojas de roble, 62 de ramas y 100 de misceláneas) y 8 muestras de horizontes O.

Determinación de Hg

La concentración total de Hg se determinó mediante un analizador de mercurio total (Hg_T) Nippon MA-2000. Las muestras fueron analizadas por duplicado. Varios patrones certificados (NIST 1570a, NIST 1547, NCS ZC 73018 y BCR 062) fueron analizados cada diez muestras.

Resultados y discusión

Flujo de litterfall

El *litterfall* recolectado durante el año 2015 se ha distribuido en hojas de roble (42 %),

misceláneas (36 %) y ramas (22 %). El flujo de biomasa total fue de 524 g m^{-2} $año^{-1}$, algo mayor que el obtenido en la Península Ibérica por Bou et al. (493 g m^{-2} $año^{-1}$) [5].

El flujo de *litterfall* está dominado mayoritariamente por la fracción hojas a lo largo de todo el periodo de estudio (Fig.1). El flujo de material senescente fue máximo en los meses de enero y diciembre (107 g m^{-2} mes^{-1}), época habitual de mayor caída de *litterfall* en bosques templados del hemisferio norte.

Por estaciones, el flujo de *litterfall* siguió la siguiente secuencia: otoño > primavera > invierno > verano (Tabla 1). El mes, la estación del año y el tipo de muestra influenciaron significativamente los flujos de biomasa.

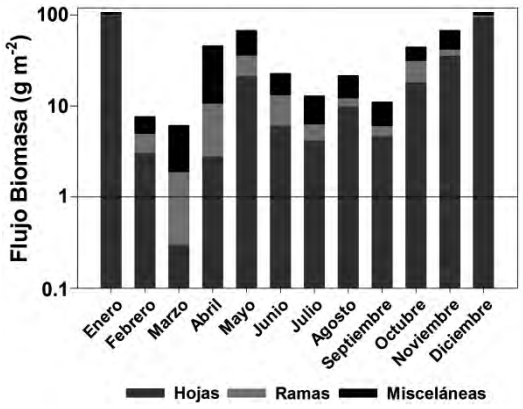


Fig. 1 – Promedio del flujo mensual de biomasa (hojas, ramas y misceláneas), expresado en una escala logarítmica.

Flujo de deposición de Hg a través de litterfall

La concentración de Hg en la fracción hojas aumenta claramente con el tiempo de exposición de la hoja (Fig. 2), especialmente desde mayo (18 ng g^{-1}) a diciembre (114 ng g^{-1}).

El flujo anual de Hg aportado por el *litterfall* al suelo es de 20 μg m^{-2} $año^{-1}$, similar al valor de 21 μg m^{-2} $año^{-1}$ obtenido por Jullierat et al. [6].

El promedio del flujo mensual de deposición de Hg muestra una tendencia similar a la concentración de Hg en las hojas, si bien también está influenciado por la cantidad de biomasa caída en cada mes. El flujo de deposición de Hg es máximo en los meses de enero (7.2 μg m^{-2}) y diciembre (5.7 μg m^{-2}) y aumenta de manera contante entre septiembre y diciembre.

El flujo de deposición de Hg difiere significativamente en función de la estación, siendo máximo en invierno y mínima en primavera y verano (Tabla 1). Estos resultados contrastan con los obtenidos por Zhou et al. [7], quienes registraron el máximo en el flujo de deposición de Hg en primavera.

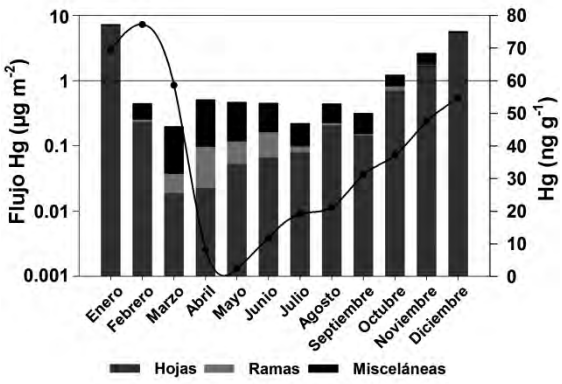


Fig. 2 – Promedio del flujo mensual de deposición de Hg en hojas, ramas y misceláneas (eje principal), y promedio de la concentración mensual de Hg en hojas (eje secundario). El flujo de deposición de Hg está expresado en una escala logarítmica.

Tabla 1 –Promedio del flujo estacional de biomasa y de Hg. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas.

Muestra	***Flujo biomasa***	***Flujo Hg***
	g m^{-2}	*μg m^{-2}*
Invierno	121^{a}	5.3^{a}
Primavera	137^{bc}	0.5^{c}
Verano	46^{c}	0.4^{c}
Otoño	220^{ab}	3.1^{b}

Concentración y reservorio de Hg en horizontes Oi

El promedio de la concentración de Hg en los diferentes horizontes O se muestra en la Tabla 2. El promedio de Hg en

horizontes Oi fue de 49 ng g^{-1}, similar al valor de 44 ng g^{-1} obtenido en un bosque de roble en Pensilvania [8].

Como se puede apreciar, el promedio de la concentración de Hg es más alto en los horizontes Oe+Oa (72 ng g^{-1}) lo que se atribuye a un mayor grado de humificación de la materia orgánica y a un incremento del poder complejante que conllevan un enriquecimiento relativo de Hg, formándose complejos Hg-humus. Estas diferencias de Hg entre los diferentes subhorizontes O han sido observada previamente en otros trabajos [4, 8]. Los horizontes Oi muestran un promedio del reservorio de Hg de 11 ± 2 μg m^{-2}, mientras que en los horizontes Oe+Oa la cantidad absoluta de Hg acumulado es superior (101 ± 54 μg m^{-2}).

Tabla 2 – Hg promedio total (Hg_T) y reservorio de Hg en horizontes Oi y Oe+Oa.

Horizonte	*n*	*Hg_T*	*ResHg*
		ng g^{-1}	*μg m^{-2}*
Oi	4	49 ± 5	11 ± 2
Oe+Oa	4	72 ± 6	101 ± 54

Conclusiones

La composición del *litterfall* estuvo dominada principalmente por la fracción hojas, y su flujo máximo fue durante el otoño como ocurre en los bosques caducifolios del hemisferio norte. La concentración de Hg en las hojas aumenta según se incrementa su tiempo de exposición a las masas de aire y avanza el ciclo fenológico del roble (desde mayo a diciembre).

El flujo mensual de Hg a través del *litterfall* está fuertemente influenciado por la cantidad de biomasa caída, por lo que es máximo en los meses de enero y diciembre. El flujo anual de Hg transferido al suelo a través del *litterfall* fue de 20 μg m^{-2} $año^{-1}$, similar al de otros estudios.

La concentración y el reservorio de Hg fueron mayores en los horizontes Oa+Oe que en los Oi, probablemente debido al mayor grado de humificación de la materia orgánica en los primeros, circunstancia que contribuye a retener más Hg. Así, en la parcela de estudio, el Hg almacenado en los horizontes Oe+Oa equivaldría aproximadamente al que se deposita mediante el *litterfall* durante 5 años.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido apoyado por la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria (Xunta de Galicia) con una ayuda para Grupos de Referencia Competitivos (ED431C 2017/62) al Grupo de Investigación BV1. Gómez-Armesto A. agradece la beca predoctoral de la Xunta de Galicia (ED481A-2016/220). Pérez-Rodríguez P. agradece el contrato postdoctoral a la Xunta de Galicia (ED481B 2017/31).

Referencias bibliográficas

[1] Blackwell, B.D., Driscoll, C.T., Maxwell, J.A., Holsen, T.M. 2014. Changing climate alters inputs and pathways of mercury deposition to forested ecosystems. BIOGEOCHEMISTRY. 119: 215 – 228.

[2] Demers, J.D., Driscoll, T.C., Timothy, J.F., Joseph, B.Y. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York. ECOL APPL. 17: 1341 – 1351.

[3] Rea, A.W., Lindberg, S.E., Scherbatskoy, T., Keeler, G.J. 2002. Mercury accumulation in foliage over time in two northern mixed-hardwood forests. WATER AIR SOIL POLLUT. 133(1-4): 49 – 67.

[4] Richardson, J.B., Friedland, A.J. 2015. Mercury in coniferous and deciduous upland forests in northern New England, USA: implications of climate change. BIOGEOSCIENCES. 12: 6737 – 6749.

[5] Bou, J., Caritat, A., Vilar, L. 2015. Litterfall and growth dynamics relationship with the meteorological variability in three forests in the Montseny natural park. FOLIA FOR POL, SER A. 57(3): 145 – 159.

[6] Juillerat, J.L., Ross, D.S., Bank, M.S. 2012. Mercury in litterfall and upper soil horizons in forested ecosystems in Vermont, USA. ENVIRON TOXICOL CHEM. 31(8): 1720 – 1729.

[7] Zhou, J., Feng, X., Liu, H., Zhang, H., Fu, X., Bao, Z., Wang, X., Zhang, Y. 2013. Examination of total mercury inputs by precipitation and litterfall in a remote upland forest of Southwestern China. ATMOS ENVIRON. 81: 364 – 372.

[8] McClenahen, J.R., Hutnik, R.J., Davis, D.D. 2013. Spatial and temporal patterns of bioindicator mercury in Pennsylvania oak forest. J ENVIRON QUAL. 42: 305 – 311.

Influencia del tipo de vegetación en el contenido y acumulación de Hg en horizontes Oi de suelos forestales del NE de Portugal

Influence of the vegetation type on the Hg content and accumulation in Oi horizons of forest soils in the NE of Portugal

Gómez-Armesto, Antía[1*]; Méndez-López, Melissa[1]; Fonseca, Felícia[2]; de Figueiredo, Tomás[2]; Pontevedra-Pombal, Xabier[3]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo. As Lagoas s/n, 32004 Ourense. España

[2]CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal

[3]Departamento de Edafoloxía e Química agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n, 15786 Santiago de Compostela, España

*angomez@uvigo.es

Resumen

Se ha evaluado la influencia del tipo de vegetación forestal en el contenido total de Hg (Hg_T) en horizontes Oi. Para ello, se seleccionaron tres zonas forestales dominadas por *Pseudotsuga menziesii-PM*, *Pinus nigra-PN* y *Quercus pyrenaica-QP,* recogiendo 15 muestras de los horizontes Oi en cada una de ellas. Los niveles de Hg_T en los horizontes Oi fueron significativamente diferentes en función de la especie forestal dominante, siendo mayor en las parcelas de *PM* y *QP* (112 y 75 ng g^{-1}, respectivamente) que en la de *PN* (65 ng g^{-1}). Se estimó la cantidad de Hg_T acumulado (HgRes) en los horizontes Oi y también fue significativamente mayor en las parcelas de *PM* (83 µg m^{-2}) que en las parcelas de *PN* y *QP* (47 y 45 µg m^{-2}, respectivamente). El Hg_T se correlacionó negativamente con el contenido de C, indicando que el Hg_T en los horizontes Oi está más influenciado por la fisiología y morfología de la vegetación que por la concentración de C en estos horizontes. Los horizontes Oi podrían por tanto emplearse como indicadores del flujo de Hg en suelos forestales a través del *litterfall*.

Palabras clave: mercurio, bosque, horizontes Oi, caducifolia, conífera

Abstract

The influence of the vegetation type on the total Hg content (Hg_T) was assessed in Oi horizons. For this purpose, three forestry areas dominated by *Pseudotsuga menziesii-PM*, *Pinus nigra-PN* and *Quercus pyrenaica-QP* were selected and 15 samples in each plot were collected. Hg_T levels in Oi horizons were significantly different depending on the dominant specie, being higher in the *PM* and *QP* plots (112 and 75 ng g^{-1}, respectively) than in the *PN* ones (65 ng g^{-1}). The Hg_T accumulation (HgRes) was estimated in Oi horizons and it was significantly greater in the *PM* plots (83 µg m^{-2}) than in the *PN* and *QP* plots (47 y 45 µg m^{-2}, respectively). The Hg_T was negatively correlated with the C content, indicating that the Hg_T in Oi horizons is more influenced by the physiology and morphology of the vegetation instead of the Hg concentration in these horizons. Hence, Oi horizons could be used as indicators of the Hg flux in forest soils by litterfall.

Keywords: mercury, forest, Oi horizons, deciduous, coniferous

Introducción

El mercurio (Hg) alcanza la superficie de los ecosistemas terrestres mediante deposición húmeda o seca, procesos en los que la cubierta forestal ejerce una notable influencia. Esto se debe a que parte del Hg adsorbido a la superficie de las hojas, bien como Hg reactivo (Hg^{2+}) o bien como Hg particulado (HgP), puede ser lixiviado y llegar al suelo a través del pluviolavado. Además, el Hg gaseoso (Hg^0) puede penetrar a través de los estomas hacia el interior de las hojas, donde se almacena hasta que su senescencia transfiere el Hg acumulado al suelo [1].

Los suelos forestales juegan un papel esencial en el ciclo global de mercurio (Hg) por su capacidad de retenerlo y acumularlo, controlando, en última instancia, su movilidad y transporte a otros compartimentos de los ecosistemas [2].

El tipo de vegetación que compone la cubierta forestal (morfología del dosel, forma de las hojas, cantidad de biomasa, etc.) puede influenciar la cantidad de Hg que es depositado sobre la capa más superficial del suelo, como los horizontes O, a través de la caída de material senescente (*litterfall*) [2]. Las acículas de las coníferas generalmente muestran concentraciones de Hg más elevadas que las hojas de especies caducifolias [3], posiblemente debido a su mayor área foliar específica y a un tiempo de exposición a las masas de aire más prolongado. Sin embargo, las especies caducifolias presentan flujos de biomasa superiores a las especies de coníferas, lo que incrementa notablemente los flujos de deposición de Hg a través del *litterfall*. Ya en el suelo, la baja concentración de N de las acículas de coníferas y su alto contenido en lignina, disminuyen su velocidad de descomposición reduciendo el lixiviado de Hg de horizontes orgánicos a horizontes minerales y favoreciendo su acumulación en los primeros.

El objetivo de este trabajo es determinar si el tipo de cobertura forestal influencia los niveles y grado de acumulación de Hg en los horizontes Oi (capa L) de suelos forestales dominados por diferentes especies arbóreas (dos coníferas y una caducifolia).

Material y métodos

El área de estudio se encuentra en la Serra da Nogueira, al Noreste de Portugal (41° 45' N; 6° 52' W), entre 1000 y 1150 m de altitud. La temperatura media anual es de 12 °C y la precipitación anual es de 1100 mm. Los suelos en esta región están desarrollados sobre esquistos. La vegetación natural del área está dominada por *Quercus pyrenaica* (*QP*), aunque existen zonas con repoblaciones de *Pseudotsuga menziesii* (*PM*) y *Pinus nigra* (*PN*).

El muestreo se llevó a cabo en tres zonas con vegetación dominante de *QP*, *PM* y *PN*. Para cada zona se seleccionaron 15 parcelas en las que se tomaron muestras del horizonte Oi (capa L) en una superficie de 0.49 m^2. Las muestras fueron secadas en una estufa (65 °C), trituradas y finamente molidas para los posteriores análisis de Hg.

El contenido de Hg total (Hg_T) de las muestras, por duplicado, se determinó en un analizador de Hg DMA-80 (Millestone). Para comprobar la calidad de las medidas de Hg, se introdujeron materiales de referencia certificados (NIST 1570a y NIST 1547) cada doce muestras.

Se llevaron a cabo diferentes test estadísticos (correlaciones Pearson y ANOVA) para evaluar la influencia del tipo de especie en el contenido de Hg en los horizontes Oi y la relación de este con parámetros como el C y el pH.

Resultados y discusión

Las principales características de los horizontes Oi se muestran en la Tabla 1. El contenido de C de los horizontes Oi varía entre el 52 y 55%, y es algo mayor en las parcelas con *PM* que aquellas con *PN* y *QP*. El promedio de pHw en los horizontes Oi varía entre 4.7 y 5.3, siendo significativamente diferente en función de la especie forestal dominante y más

elevado en las parcelas de *PM* que en las de *QP* y *PN*.

Tabla 1 – Valor promedio de C, pH en agua (pHw) y en KCl (pHk) en los horizontes Oi en función del tipo de especie dominante (*Pseudotsuga menziesii-PM*, *Pinus nigra-PN*, *Quercus pyrenaica-QP*). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

Sp.	*n*	*C %*	*pHw*	*pHk*	*Hg/C* µg kg^{-1}
PM	15	52 ± 3^{a}	5.3 ± 0.3^{a}	5.0 ± 0.3^{a}	217 ± 34^{a}
PN	15	55 ± 1^{b}	4.7 ± 0.2^{b}	4.2 ± 0.2^{b}	117 ± 20^{b}
QP	15	54 ± 1^{b}	5.0 ± 0.2^{c}	4.6 ± 0.1^{c}	140 ± 22^{c}

La concentración de Hg de las muestras de los horizontes Oi fue significativamente diferente en función de la especie dominante de las parcelas (F=66.589, p=0.000; Fig.1). Así, el promedio de la concentración de Hg en horizontes Oi de parcelas dominadas por coníferas como *PM* y *PN* fue de 112 ± 13 ng g^{-1} (86 – 136 ng g^{-1}) y 65 ± 10 ng g^{-1} (50 – 94 ng g^{-1}), respectivamente. La concentración media de Hg en los horizontes Oi de las parcelas con vegetación caducifolia (*QP*) fue de 75 ± 12 ng g^{-1} (57 – 105 ng g^{-1}), similar al obtenido en las muestras recogidas bajo *PN.* Estos valores son superiores a los obtenidos en los horizontes orgánicos de un bosque de pino (39 ± 3 ng g^{-1}) y de un bosque de roble (41 ± 2 ng g^{-1}) en Sierra Nevada, California [4].

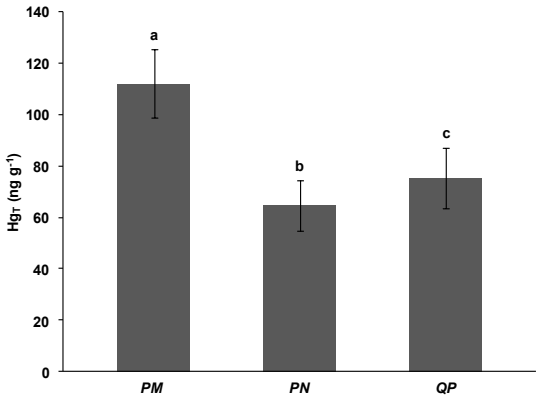


Fig. 1 – Promedio de la concentración de Hg en los horizontes Oi en función del tipo de especie dominante (*Pseudotsuga menziesii-PM*, *Pinus nigra-PN*, *Quercus pyrenaica-QP*). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

El reservorio de Hg (ResHg) en los horizontes Oi, es decir, la masa de Hg almacenada por unidad de superficie se presenta en la Fig.2. Éste fue calculado teniendo en cuenta la profundidad del horizonte, la masa seca por unidad de superficie y la concentración de Hg total.

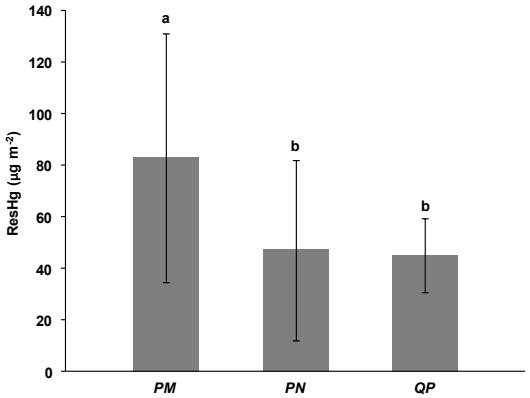


Fig. 2 – Promedio del reservorio de Hg en los horizontes Oi en función del tipo de especie dominante (*Pseudotsuga menziesii*-PM, *Pinus nigra*-PN, *Quercus pyrenaica*-QP). Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.05)

Aunque los valores de ResHg mostraron un amplio margen de variación, el promedio para los horizontes Oi en las parcelas de PM fue de 83 ± 48 µg m-2, y 47 ± 35 µg m-2 y 45 ± 14 µg m-2 para los horizontes Oi de las parcelas de PN y QP, respectivamente. Estos valores de ResHg se situán en el extremo inferior del rango de valores recientemente publicado para horizontes O de suelos forestales dominados por diferentes especies de árboles [3]. En nuestro caso, el tipo de vegetación forestal dominante fue un factor que influyó significativamente en los niveles de ResHg (F=5.470, p=0.008). Así, el Hg almacenado en los horizontes Oi de suelos de PM fue significativamente mayor que en los horizontes de los suelos de las parcelas dominadas por PN y QP.

Los niveles de Hg_T se correlacionaron significativamente con parámetros químicos de los horizontes Oi (Tabla 2).

Tabla 2 – Correlaciones entre el contenido total de Hg y algunos parámetros químicos de los horizontes Oi. ** p<0.01

	n	*C*	*pHw*	*pHk*	*ResHg*
Hg_T	45	-0.703**	0.742**	0.839**	0.679**

Por ejemplo, se dio una correlación negativa del Hg_T con el contenido de C ($r=-0.703$; $p<0.01$), tendencia semejante a la obtenida por otros autores en trabajos similares [5, 6]. De esto se puede deducir que en los horizontes Oi la presencia de Hg_T está más influenciada por la morfología y fisiología de la vegetación (ya que determina la capacidad de la biomasa aérea para interceptar el Hg que es transportado por las masas de aire) que del contenido total de C orgánico, toda vez que el C de los horizontes Oi apenas ha sufrido procesos de degradación. En otros horizontes orgánicos (Oe, Oa) y en los horizontes A, donde los procesos de degradación y humificación de la materia orgánica están más avanzados, cabría esperar una relación positiva entre C orgánico y Hg_T [4].

La relación Hg/C, que refleja más fielmente los procesos biogeoquímicos en que intervienen ambos elementos, es mayor en los horizontes Oi de suelos con *PM* que en aquellos de las parcelas con *QP* y *PN* (Tabla 1). De hecho, se encontraron diferencias estadísticamente significativas para el ratio Hg/C entre las tres especies estudiadas ($F=63.239$, $p=0.000$; Tabla 1). Independientemente del tipo de especie dominante, el promedio de la relación Hg/C en horizontes Oi fue del mismo orden que los 153 μg Hg kg^{-1} C obtenido en horizontes orgánicos de suelos de bosque dominados por diferentes especies [3].

Conclusiones

El promedio de Hg_T en los horizontes Oi de suelos forestales fue significativamente diferente en función de la especie dominante (*PM*>*QP*>*PN*), indicando la influencia de éstas en la transferencia de Hg atmosférico al suelo. Esta influencia del tipo de especie sobre los niveles de Hg_T en los horizontes Oi también se extendió a la cantidad de Hg que acumulan por unidad de superficie (ResHg), el cual mostró la secuencia: *PM*>*PN*≈*QP*.

La correlación negativa entre Hg_T y C indicó que en los horizontes Oi estudiados, la dinámica del Hg estaba más influenciada por la morfología y fisiología de la biomasa que por la concentración de C. No obstante, las diferencias significativas de la relación Hg/C en función de la especie también es indicativa de que la dinámica del C contribuye al destino del Hg en los horizontes Oi.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido apoyado por la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria (Xunta de Galicia) con una ayuda para Grupos de Referencia Competitivos (ED431C2017/62) al Grupo de Investigación BV1. Gómez-Armesto A. agradece la beca predoctoral de la Xunta de Galicia (ED481A-2016/220).

Referencias bibliográficas

[1] Demers, J.D., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Yavitt, J.B. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack Region, New York, USA. ECOLOGICAL APPLICATIONS. 17(5): 1341 – 1351.

[2] Richardson, J.B., Friedland, A.J. 2015. Mercury in coniferous and deciduous upland forests in northern New England, USA: implications of climate change. BIOGEOSCIENCES. 12: 6737 – 6749.

[3] Juillerat, J.L., Ross, D.S., Bank, M.S. 2012. Mercury in litterfall and upper soil horizons in forested ecosystems in Vermont, USA. ENVIRON TOXICOL CHEM. 31(8): 1720 – 1729.

[4] Pokharel, A.K., Obrist, D. 2011. Fate of mercury in tree litter during decomposition. BIOGEOSCIENCES. 8: 2507 – 2521.

[5] Obrist, D., Johnson, D.W., Lindberg, S.E. 2009. Mercury concentrations and pools in four Sierra Nevada forest sites, and relationships to organic carbon and nitrogen. BIOGEOSCIENCES. 6: 765 – 777.

[6] Navrátil, T., Shanley, J.B., Rohovec, J., Oulehle, F., Simecek, M., Houska, J., Cudlín, P. 2016. Soil mercury distribution in adjacent coniferous and deciduous stands highly impacted by acid rain in the Ore Mountains, Czech Republic. APPL. GEOCHEM. 75: 63 – 75.

Biorremediación de un suelo contaminado con diurón mediante la aplicación de bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora por procesos de fermentación e hidrólisis enzimáticas.

Bioremediation of a diuron contaminated soil using edaphic biostimulants obtained from sewage sludges by fermentation and enzymatic hydrolysis processes.

Gómez-Parrales, Isidoro[1*]; Paneque, Patricia[1]; Ávila-Pozo, Paloma[1]; Parrado, Juan[2]; Caballero, Pablo[2]; Rodríguez-Morgado, Bruno[2]; Benítez, Concepción[3]; Tejada, Manuel[1]

[1]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. de Utrera km. 1, 41013 (*email: iangel@us.es)

[2]Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012

[3]Departamento de Química Agrícola y Edafología, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, 14071

Resumen

Dentro de la familia de las fenilureas, el herbicida diurón es uno de los que más frecuentemente se encuentra en aguas subsuperficiales. En el presente trabajo se estudia, en condiciones de microcosmo, el efecto que sobre la biorremediación de este herbicida tiene el uso de bioestimulantes edáficos (BS). Para ello se han utilizado tres BS, dos de ellos obtenidos por un proceso fermentativo y otro obtenido por hidrólisis enzimática. El experimento ha consistido en la contaminación de un suelo con diurón a la dosis de 2 kg/ha y la posterior adición de los BS para conseguir en el suelo un 1% de materia orgánica. La duración del ensayo ha sido de 55 días. Los resultados muestran que los BS obtenidos por fermentación tienen menor capacidad de estimular los microrganismos del suelo que el BS obtenido por hidrólisis enzimática. En consecuencia, en los suelos enmendados con los primeros no hay diferencias significativas en la biodegradación del herbicida al final del periodo experimental con respecto al suelo control. Sin embargo, en los suelos enmendados con el hidrolizado enzimático sí que se encuentran diferencias significativas durante todo el periodo experimental.

Palabras clave: bioestimulantes edáficos, diurón, actividad deshidrogenasa, procesos fermentativos, hidrólisis enzimática

Abstract

The herbicide diuron is one of the most frequently found in groundwater. In this work the effect of different edaphic biostimulants (BS) in the bioremediation of this herbicide is studied in microcosm conditions. In order to achieve this objective, three BS have been used, two of them obtained by a fermentation process and the other one obtained by enzymatic hydrolysis. To carry out the experiment, a soil contaminated with diuron at the dose of 2kg/ha and amended with the BS to achieve 1% of organic matter was incubated for 55 days. The results show that the BS obtained by enzymatic hydrolysis produces a higher stimulation of the microorganisms than those obtained by fermentation. Therefore, the soils amended with enzymatic hydrolysates show statistically significant differences in the biodegradation of diuron during the incubation period, while the soils amended with the BS's obtained by fermentation don't display any difference at the end of the experimental period.

Keywords: edaphic biostimulant, diuron, dehydrogenase activity, fermentative processes, enzymatic hydrolysis.

Introducción

La biorremediación de suelos contaminados con herbicidas persistentes mediante la aplicación de materia orgánica es una práctica muy habitual entre los científicos e ingenieros. Esto se debe a que, por un lado, la materia orgánica proporciona nutrientes que estimulan la comunidad microbiana del suelo y, por otro, a que estos xenobióticos se adsorben en los componentes de estos residuos orgánicos y no se encuentran disponibles para los microorganismos [1].

Una forma de conseguir un aporte rápido de nutrientes y, por tanto, una rápida estimulación de la microbiota del suelo es mediante el uso de hidrolizados enzimáticos que actúan como bioestimulantes edáficos (BS). Algunos autores han puesto de manifiesto que esta rápida activación de lo microorganismos del suelo puede aprovecharse para llevar a cabo la biodegradación de diferentes contaminantes orgánicos [1,2].

Por otro lado, recientemente se han sometido diferentes residuos orgánicos a un proceso fermentativo, usando *Bacillus licheniformis*, que es capaz de segregar una gran variedad de enzimas hidrolíticas dependiendo del sustrato en el que se encuentre [4-6].

Los herbicidas de la familia de las fenilureas son muy utilizados en el control selectivo de malas hierbas en pre y post emergencia. El diurón es uno de los herbicidas de esta familia que se ha detectado con más frecuencia en aguas subsuperficiales [7]. Además, este herbicida está incluido en la lista de sustancias peligrosas prioritarias de la UE. [7].

El objetivo de este trabajo fue estudiar la disminución de la concentración de diurón en un suelo enmendado con tres BS obtenidos a partir de lodos de depuradora, dos por fermentación y otro por hidrólisis enzimáticas, así como la influencia que estos productos tenían sobre la actividad deshidrogenasa, considerada como una medida de la actividad microbiana del suelo [8].

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Regosol Háplico (Calcárico) [9]. Las características fisicoquímicas del suelo están descritas en Rodríguez-Morgado et al. [4].

El lodo de aguas residuales fue suministrado por el CENTA (Carrión de los Céspedes, Sevilla). Sus características químicas se describen en la Tabla 1. La metodología utilizada en la determinación del pH, macro y micronutrientes y la distribución de la masa molecular de proteínas fue la misma que la descrita en Rodríguez-Morgado et al. [4].

Antes de someter los lodos a hidrólisis enzimática o fermentación, se autoclavaron. Para llevar a cabo la fermentación se inocularon con *Bacillus licheniformis* ATCC21415 (2% p/p) y se dejaron fermentar según las condiciones descritas por Rodríguez-Morgado et al. [4]. Para obtener el hidrolizado enzimático se trataron los lodos con una endoproteasa en las condiciones descritas por Rodríguez-Morgado et al. [3]

El diurón utilizado, correspondió a la formulación comercial Diruokey 80% (W/P) de Industrial Química Key, S.A. (España).

La concentración de diurón se determinó por HPLC-MS/MS según las siguientes condiciones de análisis: Columna: Luna Omega 1.6 µm PS C18 100Å; Inyección: 2 µL; Temperatura del horno: 45 ºC; Fases móviles: A: H2O + 2 mM Formiato amónico + 0.1% Ácido fórmico y B: MeOH con un flujo de 0,4 mL/min.

El diseño experimental se realizó mezclando 300 g de suelo con 9,23 mg del producto comercial (Diurokey) para tenerlo a la dosis de 2 kg/ha, según lo descrito por Tejada et al. [12]. Los BS se añadieron en cantidad suficiente para tener 1% de materia orgánica en el suelo, de manera que, con los 300 g de suelo, se mezclaron 54,2 g, 47,8 g y 34,2 g los BS 1, 2 y 3 respectivamente. Los suelos se incubaron durante 55 días y la humedad se mantuvo al 60% de la capacidad de campo. Los tratamientos se realizaron por triplicado y fueron:

1. C: Suelo control. Si bioestimulantes y sin diurón.
2. C + B1. Suelo enmendado con BS 1
3. C + B2. Suelo enmendado con BS 2
4. C + B3. Suelo enmendado con BS 3
5. C + D. Suelo contaminado con diurón
6. C + D+ B1. Suelo contaminado con diurón y enmendado con BS 1
7. C + D + B2. Suelo contaminado con diurón y enmendado con BS 2
8. C + D + B3. Suelo contaminado con diurón y enmendado con BS 3

Para cada tratamiento experimental, se determinó la actividad deshidrogenasa a los 2, 6, 10, 20, 35 y 55 días de incubación, por el método descrito por García et al. [10]. En los suelos contaminados, además se determinó la concentración de diurón para los mismos días.

Finalmente, se realizó un análisis de la varianza (ANOVA), utilizando el test de Tukey como post-hoc. El análisis estadístico se realizó con el software R [13]

Tabla 1 – Características químicas y distribución de la masa molecular de las proteínas (media ± error estándar, n = 3) del lodo de aguas residuales y los bioestimulantes obtenido por procesos de fermentación (B1 y B2) y del bioestimulante obtenido por hidrólisis enzimática (B3)

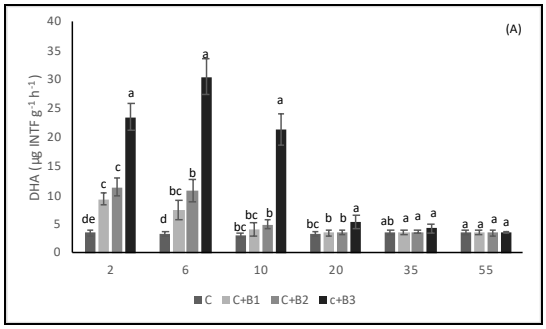
	SS	B1	B2	B3
Materia seca (%)	5.3 ± 0.7	5.3a± 0.3	5.6 ± 0.2	--
pH	6.4 ± 0.3	8.1 ± 0.1	8.0 ± 0.3	8.5 ± 0.2
Materia orgánica (g kg^{-1})	477 ± 17	470 ± 16	475 ± 11	773 ± 21
N (g kg^{-1})	29.2 ± 6.3	30.3 ± 7.0	31.4 ± 4.7	34.9 ± 2.3
P (g kg^{-1})	10.9 ± 1.8	12.0 ± 1.6	11.7 ± 1.9	2.9 ± 0.1
K (g kg^{-1})	5.8 ± 1.3	6.4 ± 1.2	6.0 ± 1.0	25.5 ± 1.5
Distribución de la masa molecular de proteínas (KDa)				
> 10	98.8 ± 1.3	43.3 ± 1.4	40.0 ± 2.1	21.4 ± 2.6
10 – 5	0.0 ± 0.0	14.7 ± 1.1	15.6 ± 2.1	7.3 ± 1.5
5 – 1	1.2 ± 0.5	11.5 ± 1.8	11.8 ± 1.9	5.5 ± 1.8
1 – 0.3	0.0 ± 0.0	1.7 ± 0.3	1.6 ± 0.4	2.0 ± 0.5
<0.3	0.0 ± 0.0	26.7 ± 2.1	31.0 ± 2.5	64.0 ± 3.6

Resultados y discusión

En la figura 1 (A) y (B) se muestra la evolución de la actividad deshidrogenasa a lo largo del periodo de incubación. Se observa que los BS producen un aumento significativo ($p<0.05$) de este parámetro en los primeros 10 días, alcanzándose el máximo valor a los 6 días para los suelos enmendados con BS B3 y a los 2 días para los otros dos BS. A partir de estos momentos, se produce una rápida disminución de esta actividad hasta valores próximos a los del control. Estos resultados están de acuerdo con lo descrito en la bibliografía [3,4,6]. Por otro lado, B1 y B2 tienen menor capacidad de estimulación que B3. Los dos primeros se obtuvieron por fermentación y el último por hidrólisis enzimática. Esto está de acuerdo con lo encontrado por Rodríguez-Morgado et al. [4] y por Orts et al. [6] y podría deberse tanto a la diferencia en la composición química de los BS como a la mayor cantidad de péptidos de peso molecular menor de 300 Da que tiene B3 (taba 1).

En los suelos contaminados con diurón también se observa que hay una mayor actividad deshidrogenasa en aquellos tratados con BS respecto al no tratado. No obstante, hay una disminución estadísticamente significativa respecto a los suelos enmendados no contaminados (figura 1), lo que pone de manifiesto que este herbicida es tóxico para los microrganismos del suelo y está de acuerdo con lo encontrado por Tejada et al. [10].

Con respecto a la evolución de la concentración de diurón, en la figura 2 se ve que hay una disminución progresiva a lo largo del periodo experimental. Tejada et al. [10] obtuvieron unos valores parecidos en diferentes suelos tratados con este herbicida, dándose la mayor degradación en suelos con alto contenido en materia orgánica. En cuanto a los BS, el descenso más acusado se produce en los suelos tratados con B3, mientras que con B1 y B2 se consiguen valores próximos al suelo control al final del periodo experimental.



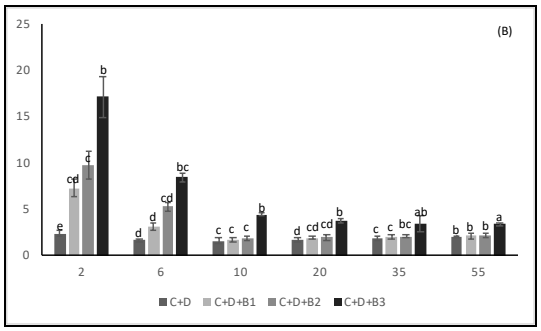


Fig.1 – Evolución de la actividad deshidrogenasa en el suelo (A) enmendado con los tres bioestimulantes y (B) contaminado con diurón y tratado con los bioestimulantes. Columnas con la misma letra en cada día no presentan diferencias significativas (p>0,05).

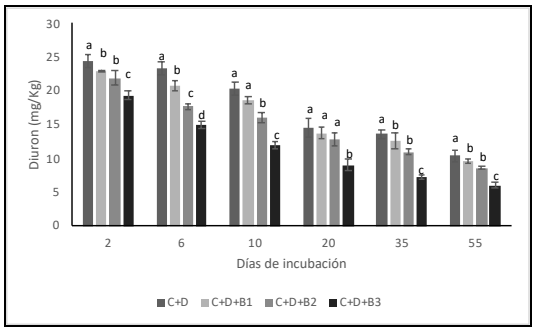


Fig.2 – Evolución de la concentración de diurón en el suelo enmendado con los distintos bioestimulantes. Columnas con la misma letra en cada día no presentan diferencias significativas (p>0,05).

Conclusiones

El uso de bioestimulantes obtenidos por fermentación no mejora de manera significativa la biodegradación de diurón en suelos, sin embargo, al usar BS obtenidos por hidrólisis enzimáticas se consigue una disminución significativa del herbicida respecto al control.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos CTM2015-64354-C3-1-R y CTM2015-64354-C3-3-R del Plan Estatal 2013-2016 Retos - Proyectos I+D+i del Ministerio de Economía y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Orts, A., Cabrera, S., Gómez, I., Parrado, J., Rodríguez-Morgado, B., Tejada, M. 2015. Use of okara in the bioremediation of chlorpyrifos in soil: Effects on soil biochemical properties. Appl. Soil. Ecol. 121:172-176

[2] Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J, Tejada M. 2014. Behaviour of oxyfluorfen in soils amended with edaphic biostimulants/biofertilizers obtained from sewage sludge and chicken feathers. Effects on soil biological properties. Environ. Sci. Pollut. Res.

[3] Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J, García-Martínez AM, Aragón C, Tejada M. 2015. Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from different sewage sludges. Effects on soil biological properties. Environmental Technology 36: 2217–2226.

[4] Rodríguez-Morgado, B., Caballero, P., Paneque, P., Gómez, I., Parrado, J., Tejada, M. 2017. Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from sewage sludge using fermentative processes. Short-time effects on soil biochemical properties. ENVIRON TECHNOL doi: 10.1080/09593330.2017.1393016.

[5] Parrado J, Rodríguez-Morgado B, Tejada M, Hernández T, García C. 2014 Proteomic analysis of enzyme production by *Bacillus licheniformis* using different feather wastes as the sole fermentation media. Enzyme and Microbial Technology 57: 1-7

[6] Orts, A., Tejada, M., Parrado, J., Paneque, P., García, C., Hernández, T., Gómez-Parrales, I. 2018. Production of biostimulants from okara through enzymatic hydrolysis and fermentation with Bacillus licheniformis: comparative effect on soil biological properties, Environ. Technol., DOI: 10.1080/09593330.2018.1436596

[7] Rubio-Bellido, M., Madrid, F., Morillo, E., Villaverde, J. 2015. Assisted attenuation of a soil contaminated by diuron using hydroxypropyl-β-cyclodextrin and organic amendments. Sci. Total Environ. 502: 699-705.

[8] García, C., Hernández, T., Costa, F. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. COMM SOIL SCI PLANT ANAL 28: 123-134.

[9] FAO. 2006. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports 103. Rome.

[10] Tejada, M., Morillo, E., Gómez, I., Madrid, F., Undabeytia, T. 2017. Effect of controlled release formulations of diuron and alachlor herbicides on the biochemical activity of agricultural soils. J. Hazard. Mater. 322: 334-347.

[11] R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Estrategias de fitogestión para aumentar la biodiversidad vegetal y microbiana en suelos contaminados

Phytomanagement strategies to increase the plant and microbial biodiversity in contaminated soils

Míguez, Fátima[1]; Artetxe, Unai[1]; Vilela, Juan[2]; Agut, Agustí[2]; Albaina, Aitor[2]; Zuazagoitia, Iñigo[2]; Garbisu, Carlos[3]; Becerril, José María[1]; Hernández, Antonio[1]*

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU) Apdo 644, 48080 Bilbao, España

* antonio.hernandez@ehu.eus

[2] Centro de estudios ambientales, Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, Pintor Teodoro Dublang, 25 bajo, C.P. 01008, Vitoria-Gasteiz, España

[3] Neiker-Teknalia, Parque tecnológico de Bizkaia, 812.L. E-48160-Derio, Bizkaia, España

Resumen

Se ha realizado una experiencia de fitogestión de un suelo contaminado basada en la implantación de un cultivo de chopos y/o alfalfa examinando el efecto de factores como el co-cultivo y de la inoculación con micorrizas, tanto en el crecimiento y biodiversidad de la vegetación como en parámetros microbianos de salud del suelo (actividad y biomasa microbiana, biodiversidad funcional). Los resultados muestran que la alfalfa, a pesar de que incremenó la actividad microbiana (respiración) del suelo por el contrario redujo su biodiversidad, asi como la biomasa y diversidad de la vegetación herbacea. Contrariamente el cultivo de chopos solos no influyó sensiblemente ni en la biodiversidad microbiana ni la biodiversidad vegetal. Sin embargo, es relevante que la micorrización de los chopos en co-cultivo causó una reversión del efecto negativo causado por la alfalfa en la biodiversidad microbiana, y disminuyó la actividad microbiana del suelo. Como conclusión, las técnicas de fitogestión como la micorrización y el cocultivo implementadas son adecuadas para mejorar la salud y biodiversidad de un suelo contaminado por compuestos orgánicos.

Palabras clave: Fitogestión, salud del suelo, fitorremediación, biodiversidad, suelo contaminado.

Abstract

Phytomanagement of a contaminated soil was carried out by planting a tree species (poplar) and / or a herbaceous species (alfalfa) and analyzing the effect of several factors, such as intercropping and inoculation with mycorrhizae, both plant growth and diversity and in microbial soil propierties (activity, biomass and functional biodiversity). The results showed that, although alfalfa increases the overall activity (respiration) of soil microorganisms, concomitantly reduceed biodiversity of soil-microorganisms and plant cover species. Conversely, poplars alone do not significantly influence neither microbial nor plant biodiversity. However, it is relevant that the mycorrhization of the poplars in presence of alfalfa reversed the negative effect of alfalfa on the microbial biodiversity, but a decrease of microbial activity. In conclusion, the phytomanagement techniques implemented (micorrization and/or intercroping) improved the health and biodiversity of a soil contaminated by organic compounds.

Keywords: Phytomanagement, soil health, phytoremediation, biodiversity, polluted soil.

Introducción

En los últimos años, el crecimiento industrial y agrícola ha provocado un aumento de la superficie de suelos contaminados. Para el acondicionamiento de estos suelos, en el 70% de los casos, se emplean técnicas *ex situ*, como la excavación y retirada a vertederos, mientras que los tratamientos *in situ* son infrecuentes [1]. Sin embargo, el desarrollo de las nuevas tecnologías de remediación favorece las técnicas *in situ*, donde tratamientos químicos y biológicos son utilizados para favorecer la degradación del contaminante [2] de forma más respetuosa y sencilla y menos costosa. Recientemente se ha propuesto la fitogestión como una estrategia que combina la fitorremediación con la utilización de especies forestales o herbáceas que hacen rentable la descontaminación aprovechando la biomasa u otros recursos. [3]. Todas estas técnicas de biorremediación son exitosas e incluso aún más importante implican la recuperación de la salud del suelo, definida como la capacidad del suelo para realizar sus funciones [4]. Tradicionalmente, se han utilizado las propiedades físicas y químicas como indicadores de la calidad del suelo. Sin embargo, más recientemente los organismos vegetales y las comunidades microbianas han sido reivindicados como buenos indicadores de la calidad del suelo [5].

El objetivo principal de este estudio es monitorizar la ecuperación de la salud y biodiversidad de un suelo contaminado con compuestos orgánicos después de la aplicación de técnicas de fitogestión como el cocultivo de especies forestales y herbáceas y/o la micorrización.

Material y métodos

Parcela de estudio y tratamientos

Este experimento de campo se llevó a cabo en una parcela del polígono industrial de Jundiz (Vitoria-Gazteiz) contaminada con hidrocarburos HC (130-160 ppm) y con benzopireno (0,02-0,04 ppm). El suelo fue enmendado con 75 tn/ha de enmienda orgánica (bioestimulación). Se diseñaron 6 subparcelas de 5x5 m y a mediados de marzo de 2017 se trasplantaron en cada parcela 8 clones de *Populus x canadensis* var Baldo. En este experimento se ensayó la eficacia de la bioaumentación mediante la micorrización de los chopos con una micorriza comercial (INOQ Forest, INOQ GmbH. Schnega, Alemania) y/o la influencia del cultivo mixto mediante la combinación o no de los chopos con un cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*). Así, los tratamientos de este experimento son: i) vegetación herbácea espontánea (c), ii) alfalfa (a), iii) chopos sin micorrizar y sin alfalfa (Pc), iv) chopos sin micorrizar y con alfalfa (Pa), v) chopos micorrizados y sin alfalfa (Pi) y vi) chopos micorrizados y con alfalfa (Pia).

Determinación de la biodiversidad vegetal

Para determinar la biodiversidad vegetal se realizó un muestreo de la comunidad herbácea mediante la utilización de cuadros de muestreo de 50x50cm. Se identificaron las especies vegetales y se determinó la biomasa de cada especie.

Determinación de las propiedades microbianas del suelo

Se determinó la respiración basal (BR) y la respiración inducida por sustrato (RI) como indicadores de la actividad y la biomasa microbiana potencialmente activa del suelo, respectivamente. Estos análisis se realizaron según Galende et al. (2014). La diversidad microbiana funcional se determinó calculando ADS (Actividad de degradación de sustratos) mediante Biolog EcoPlates™ según Epelde et al. (2008).

Resultados y discusión

En la fig. 1 se representa la biodiversidad (número de especies) y la biomasa (kg/ha) de cada una de las especies vegetales identificadas en cada subparcela. Dentro del conjunto de “otras especies”, se han incluído aquellas que representaban menos de un 10% de la biomasa vegetal

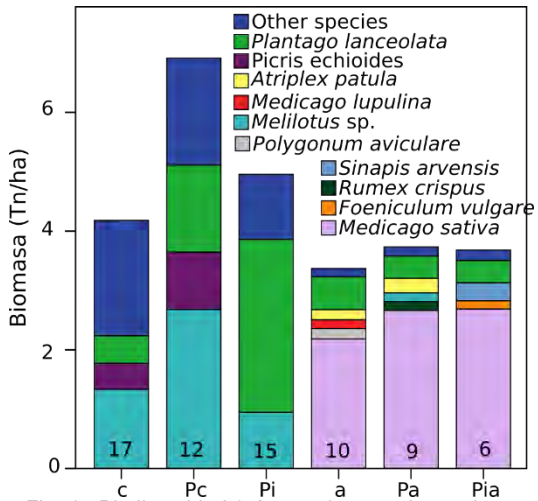


Fig. 1 –Biodiversidad (número de especies en la parte inferior de cada columna) y biomasa de herbáceas (kg/ha) en los diferentes tratamientos: i) vegetación herbácea espontánea (c), ii) chopos sin micorrizar y sin alfalfa (Pc), iii) chopos sin micorrizar y con alfalfa (Pa), iv) chopos micorrizados y sin alfalfa (Pi) y v) chopos micorrizados y con alfalfa (Pia).

espontánea total de cada parcela. Se observa que en aquellas parcelas en las que se ha plantado alfalfa, se produce una reducción de la biomasa así como de la biodiversidad de la vegetación espontánea. Sin embargo, la plantación de chopos no interfiere de forma negativa en estos dos parámetros. Asimismo, la producción de alfalfa no se ve afectada negativamente por la presencia de chopos, siendo incluso ligeramente mayor en presencia del cultivo mixto. Estudios previos, han demostrado también este hecho, indicando que los cultivos mixtos favorecen un aumento de la cosecha, especialmente en terrenos pobres en nutrientes, como es el caso de la parcela analizada en este estudio [7].

En la fig. 2, se observan los indicadores de las comunidades microbianas del suelo. Al igual que la diversidad vegetal (Fig.1), la diversidad funcional de microorganismos (ADS), se ve afectada de forma negativa por la presencia de alfalfa. Esto concuerda con los resultados descritos por una reciente revisión [8] en la que se afirma que la diversidad de especies vegetales está correlacionada con la abundancia y la diversidad de las comunidades microbianas. Drake [9] sugirió que una mayor diversidad microbiana induce una mayor produccion vegetal que a su vez implica un mayor desarrollo radical. Así, un aumento del carbono y nitrógeno en el suelo favorece la actividad microbiana.

Por otro lado, en este estudio se demuestra que la micorrización tiene un efecto positivo, que contrarresta el efecto negativo de la alfalfa en términos de diversidad microbiana. De hecho, en presencia de cultivo mixto, se alcanzaron incluso valores de diversidad funcional similares a los de la vegetación espontánea. Ya que se ha descrito que la interacción de especies del género *Medicago* inducen un aumento de la diversidad y la abundancia de micorrizas [10], siendo estas necesarias para una correcta adquisición del fósforo del suelo por parte de las especies de este género [11].

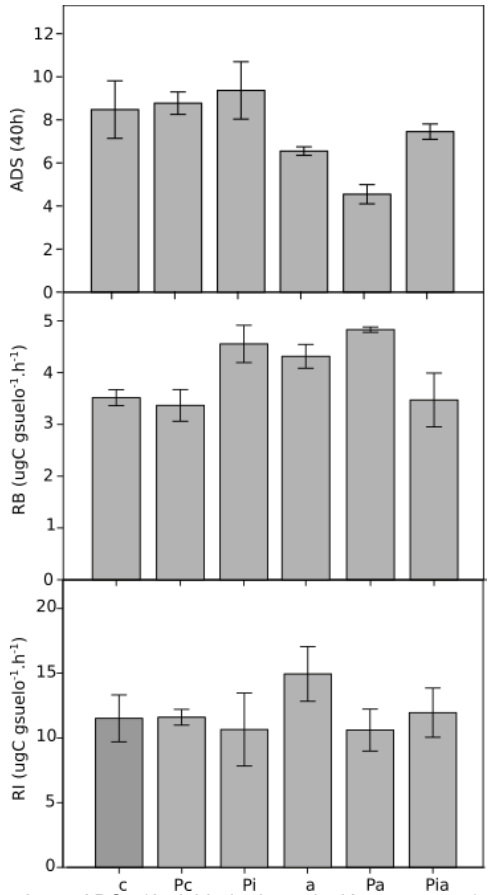


Fig. 2 – ADS (Actividad degradación sustratos) RB (Respiración basal) y RI (Respiración inducida) en los diferentes tratamientos: i) vegetación herbácea espontánea (c), ii) chopos sin micorrizar y sin alfalfa (Pc), iii) chopos sin micorrizar y con alfalfa (Pa), iv) chopos micorrizados y sin alfalfa (Pi) y v) chopos micorrizados y con alfalfa (Pia).

En cuanto a la actividad microbiana (RB), en general, la presencia de alfalfa favorece un aumento de la RB (Fig. 2), apoyando estudios previos [12]. El análisis

de la ANOVA demuestra que a su vez, la RB está afectada por la interacción de los factores "micorrización x cocultivo" En ausencia de alfalfa, la micorrización de los chopos tiene un efecto positivo mientras que cuando hay cultivo mixto, aquellas parcelas con chopos inoculados presentan una menor actividad microbiana que los chopos no micorrizados Esto podría deberse a que la facilitación producida por los hongos de la micorriza, ocurre sólo en ciertas condiciones y puede producirse una competición por los recursos del suelo (nutrientes y agua) entre la microbiota aportada por el inóculo y la asociada a las leguminosas.

Conclusión principal

La plantación de alfalfa tiene un efecto negativo tanto en la biodiversidad como en la biomasa de otras especies herbáceas espontánea y en la diversidad microbiana en terrenos contaminados. Por el contrario, la la micorrización de los chopos hace que los parámetros indicadores de salud del suelo aumenten significativamente. La fitogestión basada en cocultivo y micorrización pueden ser estrategias adecuadas para la recuperación de la salud de un suelo contaminado.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos: IT 1018-16 (Gobierno Vasco); Phyto-SUDOE SOE1/P5/E0189; AGL2015-64481-C2-1 y AGL2016-76592-R(MINECO), Fondos FEDER; F.M agradece al Vicerrectorado de Investigación de la UPV/EHU por las ayudas de especialización postdoctoral.

Referencias bibliográficas

[1] Van Liedekerke, M., Prokop, G., Rabl-Berger, S., Kibblewhite, M., y Louwagie, G. 2014. *Progress in the management of contaminated sites in Europe*. Publications Office of the European Union, Europa.

[2] Sutton, N. B., Grotenhuis, J. T., Langenhoff, A. A., y Rijnaarts, H. H. 2011. Efforts to improve coupled in situ chemical oxidation with bioremediation: a review of optimization strategies. J. Soils Sediments, 11: 129-140.

[3] Agnello, A., Bagard, M., van Hullebusch, E., Esposito, G., y Huguenot, D. 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. Sci. Total Environ., 563-564: 693-703.

[4] Pardo, T., Clemente, R., Epelde, L., Garbisu, C., y Bernal, M. 2014. Evaluation of the phytostabilisation efficiency in a trace elements contaminated soil using soil health indicators. J. Hazard. Mater, 268: 68-76.

[5] Epelde, L., Becerril, J.M., Hernández-Allica, J., Barrutia, O. & Garbisu, C. 2008. Functional diversity as indicator of the recovery of soil health derived from Thlaspi caerulescens growth and metal phytoextraction. Appl. Soil Ecol. 39:299–310.

[6] Galende, M. A., Becerril, J. M., Barrutia, O., Artetxe, U., Garbisu, C., y Hernández, A. 2014. Field assessment of the effectiveness of organic amendments for aided phytostabilization of a Pb–Zn contaminated mine soil. J Geochem Explor, 145: 181-189.

[7] Bedoussac, L., Journet, E.-P., Hauggaard-Nielsen, H., Naudin, C., Corre-Hellou, G., Jensen, E.S., Prieur, L., Justes, E. 2015. Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. Agron. Sustain. Dev. 35: 911–935.

[8] Duchene, O., Vian, J.F., Celette, F. 2017. Intercropping with legume for agroecological cropping systems: complementarity and facilitation processes and the importance of soil microorganisms. A review. Agric Ecosyst Environ, 240: 148-161.

[9] Drake, J.M. 2003. Why does grassland productivity increase with species richness? Disentangling species richness and composition with tests for overyielding and superyielding in biodiversity experiments. Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 270: 1713–1719.

[10] Pivato, B., Mazurier, S., Lemanceau, P., Siblot, S., Berta, G., Mougel, C., Van Tuinen, D.(2007). Medicago species affect the community composition of arbuscular mycorrhizal fungi associated with roots. New Phytol. 176: 197–210.

[11] Giller, K.E., Cadisch, G. 1995. Future benefits from biological nitrogen fixation: an ecological approach to agriculture. In: Ladha, J.K., Peoples, M.B. (Eds.), Management of Biological Nitrogen Fixation for the Development of More Productive and Sustainable Agricultural Systems, Developments in Plant and Soil Sciences. Springer, Netherlands, pp. 255–277.

[12] Latati, M., Blavet, D., Alkama, N., Laoufi, H., Drevon, J.J., Gérard, F., Pansu, M., Ounane, S.M. 2014. The intercropping cowpea-maize improves soil phosphorus availability and maize yields in an alkaline soil. Plant Soil 385: 181–191.

Contenidos y distribución edafogeoquímica de algunos elementos potencialmente tóxicos (PTEx) en suelos de viñedo de la DO Ca Rioja

Pedogeochemical contents and distribution of some potential toxic elements (PTEx) in vineyard soils of Rioja DOCa

Marín, Álvaro[1]; Iñigo, Victoria[2]; Andrades, Marisol [1]; Jiménez-Ballesta, Raimundo[3]

[1] Universidad de La Rioja, Complejo Científico-Tecnológico, Avda Madre de Dios 53, 26006, Logroño

[2] Universidad Internacional de La Rioja, Avda de la Paz 137, 26006 Logroño, victoria.inigo@unir.net

[3] Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias. Ciudad Universitaria de Cantoblanco 28049, Madrid

Resumen

En este trabajo se aborda el estudio del contenido y la variabilidad espacial de seis elementos potencialmente tóxicos como son cobre, cadmio, cinc, níquel, plomo y manganeso en suelos de viñedo de la Denominación de Origen Calificada Rioja (DO Ca Rioja). Los valores obtenidos para cada elemento muestran que los contenidos se encuentran dentro de los rangos habituales dados por otros estudios para suelos de todo el mundo para uso agrícola. Se muestran también los mapas de distribución espacial realizados mediante el método de Kriging Ordinario. En ellos se puede observar la diferente distribución de los mismos, lo que lleva a considerar que el diferente aporte realizado por el material parental a estos suelos es la principal fuente de los mismos. Con estos datos, se pueden calcular los valores de referencia para poder compararlos con posteriores análisis.

Palabras clave: Elementos potencialmente tóxicos, distribución espacial, suelos de viñedo, niveles de referencia, Rioja DOCa.

Abstract

This paper addresses the content and spatial variability of six potentially toxic elements such as copper, cadmium, zinc, nickel, lead and manganese in vineyard soils of the denomination of Origin Rioja (DO Ca Rioja). The obtained values for each element show that the contents are in the usual ranges given by other studies for soils around the world for agricultural use. It also shows the spatial distribution maps made using the method of ordinary Kriging. It can be observed in these the different distribution of the elements, which leads to consider that the different contribution made by the parental material to these soils is the main source of them. With this data, the reference values can be calculated in order to be compared with subsequent analysis.

Keywords: Potentially toxic elements, spatial distribution, vineyard soils, guide levels, Rioja DOCa.

Introducción

La presencia de elementos potencialmente tóxicos (PTEx), sobre todo en suelos dedicados a uso agrícola, toma cada vez más importancia, debido a los efectos adversos que pueden provocar en los cultivos y en el medio ambiente [1,2]. La procedencia de los mismos es diversa: por meteorización de minerales presentes en el material parental [3, 4] o por aplicación de biosólidos, fertilizantes o agroquímicos [5, 6] entre otros.

Existen algunas prácticas agrícolas que pueden modificar la composición multielemental del suelo y, secundariamente del vino [7, 8, 9, 10]. Con estas premisas, en este trabajo se aborda el estudio de los contenidos en algunos elementos potencialmente tóxicos (cobre, zinc, cadmio, níquel, plomo y manganeso), así como su variabilidad espacial, en suelos dedicados a viñedo correspondientes a una zona reconocida mundialmente: la denominación de origen Rioja DOCa. Adicionalmente se persigue diferenciar zonas con el objetivo de

disponer de criterio para evaluar la calidad del suelo y una gestión sostenible.

El espacio que ocupa la D.O.Ca Rioja se puede dividir en tres zonas: 1, Rioja Alta, ubicada en el oeste de la región (entre 400-500 m de altitud), bajo un clima mediterráneo húmedo y suelos de carácter calcáreo; 2, Rioja Baja, situada en el este (alrededor de 300 m), bajo clima mediterráneo seco, con suelos desarrollados en materiales fluviales; y 3, Rioja Alavesa, (más fría y húmeda), situada en el norte con suelos de origen calcáreo.

Todo este espacio, (63.593 ha), se encuentra bajo el dominio de diversos tipos de rocas, tales como margas, calizas, areniscas, conglomerados y yesos, así como algunas rocas ácidas. Del mismo modo, los procesos edafogenéticos son diversos, dando lugar fundamentalmente a Entisoles, Inceptisoles, Mollisoles y Alfisoles [11].

Metodología

El número de muestras analizadas ha sido 125, que pertenecen a horizontes superficiales, tomando muestras entre 0 y 30 cm.

Los contenidos en los PTEx analizados se determinaron mediante ataque ácido, concretamente usando una mezcla HNO_3 / $HClO_4$ / HF siguiendo el procedimiento descrito en detalle en estudios previos, [12], realizándose las medidas por espectroscopia de absorción atómica con un horno de grafito (Varian 220 FS). Para asegurar el control de calidad se analizaron todas las muestras por duplicado.

El cálculo estadístico (media, desviación estándar, máximo y mínimo) se ha llevado a cabo utilizando el programa SPSS versión 17 para Windows. El estudio geoestadístico se realizó con IDRISI 3.2.

Resultados y discusión

Como se observa en la Tabla 1, los contenidos en Pb varían entre 0.96 a 64.31 mg kg^{-1}, siendo la media 21.26 mg kg^{-1}, dato similar al aportado por otros estudios [13]. Estos contenidos no exceden las pautas recomendadas para la salud ambiental del suelo 86/278/CEE en suelos agrícolas con pH> 7.3.

Tabla 1. Contenidos, en mg kg^{-1} medios, mínimos y máximos encontrados para cada PTEx estudiado.

	Media	Mínimo	Máximo	Desviación estándar
Cu	33.48	2.46	121.52	23.90
Zn	46.87	9.05	125.67	18.41
Cd	0.29	0.10	0.65	0.11
Ni	17.89	1.97	68.97	10.91
Pb	21.27	9.05	125.57	8.98
Mn	285.98	39.17	599.40	124.78

Para el Cd la concentración varió desde el límite de detección hasta 0.65 mg kg-1, siendo el valor medio 0.29 mg kg^{-1}, por lo que se trata de valores superiores al rango de concentración de 0.07-0.3 mg kg-1 señalado por otros autores [14]; también es superior al 0,2 mg kg-1 recomendado [15], pero son inferiores a los establecidos en la bibliografía [16], (5 mg kg^{-1}), como también lo son respecto de los niveles de concentración máximo tolerable recomendado (1-3 mg kg-1) por la UE.

En lo que se refiere al Mn hay que señalar que existe una amplia gama de valores de Mn en los suelos del mundo (7-9200 mg kg^{-1}), con una media calculada de 437 mg kg^{-1} [17]. En la zona de estudio, la concentración media de Mn es de 288.81 mg kg^{-1}, oscilando entre 39.17 to 599.4 mg kg^{-1}; se trata de valores por debajo de los aportados por otros autores [18] para Italia (1015 mg kg-1). También están por debajo de la media mundial [13, 19].

Los contenidos medios en Ni son de 17.89 mg kg^{-1}, en un rango de 1.97 a 68.97 mg kg^{-1}. Algunos autores [16] sugieren una concentración media de Ni de 28 mg kg^{-1} para España, 27 para Europa y 20 mg kg^{-1} para EEUU y Canadá.

Los niveles estudiados de Mn y Ni están generalmente dentro del rango para los suelos en la región mediterránea y del mundo.

Los contenidos en Cu oscilan entre y 2.46 y 121.52 mg kg^{-1} con un valor medio de 33.48 mg kg^{-1} por lo que se puede decir que están dentro del rango normal de suelos del mundo [16, 20]. En suelos escoceses, [21] han dado valores promedios entre 5 y 12 mg kg^{-1}.

En el caso del Zn los valores obtenidos oscilan entre 125.67 y 9.05 mg kg-1 con una media de 46.87 mg kg^{-1}, por lo que se trata de valores similares a los mostrados por otros autores [16, 22], que encuentran concentraciones de Zn de 59 mg kg^{-1} en España, y entre 30 y 68.7 mg kg^{-1} en Europa.

La contaminación local encontrada en algunos entornos la asociamos a fuentes artificiales relacionadas con actividades industriales, con emisiones volátiles, los lodos cloacales, los desechos del ganado, adición de fertilizantes, etc.

En cuanto a la distribución espacial, se presentan los mapas de distribución edafogeoquímicos en las Figuras 1 a 6, dónde se pone de manifiesto la variabilidad en los distintos PTEx a lo largo de la región, detectándose una considerable variación incluso a escala local.

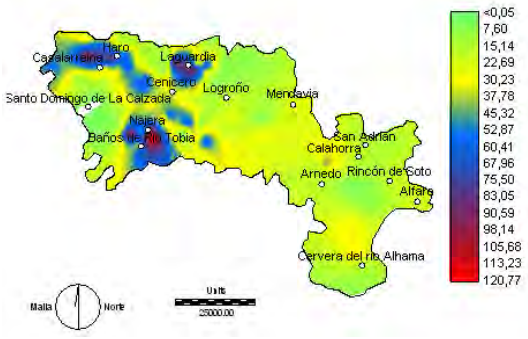


Fig. 1. Distribución del contenido en Cu en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

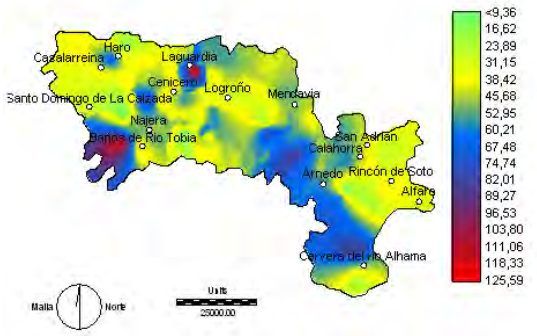


Fig. 2. Distribución del contenido en Zn en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

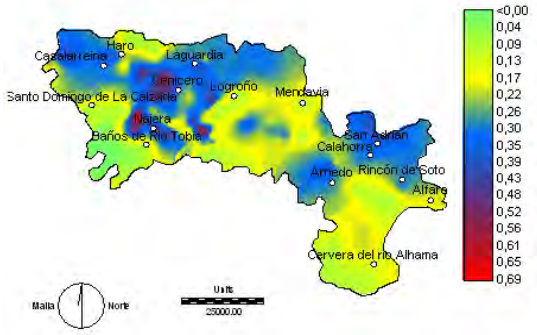


Fig. 3. Distribución del contenido en Cd en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

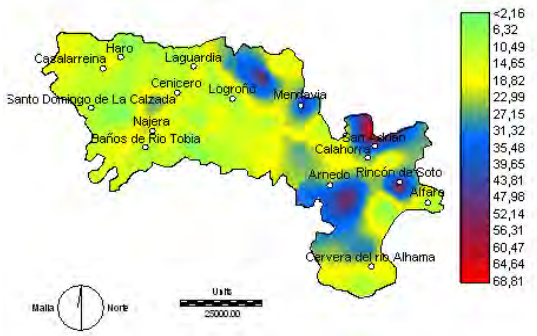


Fig. 4. Distribución del contenido en Ni en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

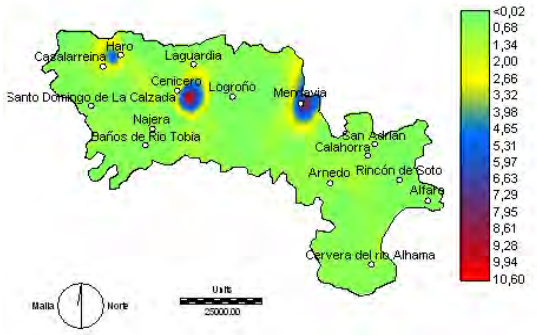


Fig. 5. Distribución del contenido en Pb en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

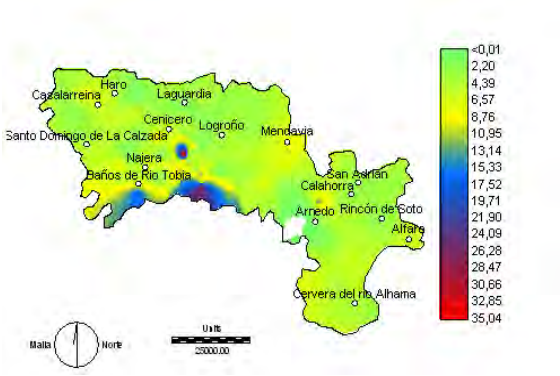


Fig. 6. Distribución del contenido en Mn en la zona de estudio, valores dados en mg Kg^{-1}.

Conclusiones

Los contenidos edafogeoquímicos de los PTEx estudiados son similares a los contenidos de otros suelos del mundo. Estos resultados proporcionan un valor de referencia para evaluar la calidad del suelo, de tal forma que pueden utilizarse como niveles de referencia en suelos de viñedo de esta Denominación de Origen.

Referencias bibliográficas

[1] Ma, QY, Traina, SJ, Logan, TJ. 1994. Effects of Aqueous Al, Cd, Fe (11), Ni and Zn on Pb Immobilization by Hydroxyapatite. Environmental Science & Technology 28: 1219–1228.

[2] Fergusson, JE. 1990. The Heavy Element, Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press: Oxford.

[3] Baker, DE and Amacher, MC. 1982. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. In: Page, A.L., Millers, R.H. and Keeney, D.R., Eds., Methods of Soil Analysis Part 2: Chimical and Microbiological Properties, 2nd Edition, Agronomy Monograph No. 9, American Society of Agronomy, Madison: 323-334.

[4] Pacyna, JM, Münch, J, Axenfeld, F. 1991. Atmospheric transport: large scale transport, models. European inventory of trace metals emissions to the atmosphere. In Vernet, J.P. (Ed.), Heavy metals in the environment, Elsevier: Versoix.

[5] Tu, C, Zheng, CR and Chen, HM. 2000. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil. Chemosphere 41: 133-138.

[6] Nziguheba, G, Smolders, E. 2008. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. Science of the Total Environment 390: 53–57.

[7] Almeida, C, Vasconcelos, M. 2003. Multielement composition of wines and their precursors including provenance soil and their potentialities as fingerprints of wine origin. Journal of Agricultural & Food Chemistry 51: 4788–4798.

[8] Taylor, VF, Longerich, HP, Greenough, JD. 2002. Geology and wine 5. –provenance of Okanagan valley wines, British Columbia, using trace elements: promise and limitations. Geoscience Canada 29: 110–120.

[9] Thiel, G, Geisler, G, Blechschmidt, I, Danzer, K. 2004. Determination of trace elements in wines and classification according to their provenance. Analytical & Bioanalytical Chemistry 378: 1630–1636.

[10] Ettler, V, Šebek, O, Strnad, L, Chrastný, V. 2006. Lead isotopic signatures of wine and vineyard soils—tracers of lead origin. Journal of Geochemical Exploration 88: 130–133.

[11] Soil Survey Staff. 2006. Keys to Soil Taxonomy, Tenth edn. NRCS: USDA; 331.

[12] Iñigo, V., Andrades, M.S., Alonso-Martirena, J.I., Marín, A., Jiménez-Ballesta, R. 2013. Spatial variability of cadmium and lead in natural soils of a humid Mediterranean environment: La Rioja, Spain. Archives of Environmental Contamination & Toxicology 64: 594–604.

[13] Kabata-Pendias, A and Mukherjee, AB. 2007. Trace elements from soil to human. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

[14] Agbenin, JO, Danko, M, Welp, G. 2009. Soil and vegetable compositional relationships of eight potentially toxic metals in urban garden fields from northern Nigeria. Journal of the Science of Food & Agriculture 89: 49–54.

[15] FAO/WHO, Food Additives and Contaminants, Joint FAO/WHO Food Standards Programme. 2001. ALINORM 01/12A, pp. 1-289.

[16] Adriano, DC. 1992. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York

[17] Kabata-Pendias, A, Pendias, H, 1992. Trace elements in soils and Plants. Boston: CRC press.

[18] Zanini, E and Bonifacio, E. 1992. Heavy metal pollution in agricultural soils: a geoestatistics approach near Turín, (Italy). Fresenius Environmental Bulletin 1: 821-826.

[19] Bowen, HJM. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic, New York.

[20] Taylor, SR. 1964. The abundance of chemical elements in the continental crust—a new tabla. Geochim Cosmochim Acta 28:1273–1285

[21] Reaves, GA and Berrow, ML. 1984. Total copper contents of Scottish soils. J. Soil Sci. 35: 583-592

[22] Salminen, R, Batista, MJ, Bidovec, M, Demetriades, A, De Vivo, B, De Vos, W, Duris, M, Gilucis, A, Gregorauskiene, V, Halamic, J, Heitzmann, P, Lima, A, Jordan, G, Klaver, G, Klein, P, Lis, J, Locutura, J, Marsina, K, Mazreku, A, O'Connor, PJ, Olsson, SÅ, Ottesen, RT, Petersell, V, Plant, JA, Reeder, S, Salpeteur, I, Sandström, H, Siewers, U, Steenfelt, A, Tarvainen, T. 2005. Geochemical atlas of Europe.

Diseminación de Genes de Resistencia a Antibióticos como Consecuencia de la Aplicación de Lodos de Depuradora en Suelos Agrícolas

Dissemination of Antibiotic Resistance Genes as a Consequence of the Application of Sewage Sludge in Agricultural Soils

Jauregi, Leire*; Urra, Julen; Blanco, Fernando; Garbisu, Carlos; Epelde, Lur

NEIKER-Tecnalia, Departamento de Conservación de Recursos Naturales, Grupo de Ecología Microbiana de Suelos, c/Berreaga 1, E-48160 Derio, SPAIN *ljauregi@neiker.eus

Resumen

La aplicación de lodos de depuradora en suelos agrícolas puede mejorar las propiedades del suelo y aportar nutrientes a los cultivos. Sin embargo, su aplicación agronómica puede conllevar la diseminación de bacterias y genes de resistencia a antibióticos (GRA) y elementos genéticos móviles (EGM) mediante la transferencia horizontal de genes. Para este estudio se muestrearon 48 suelos de parcelas agrícolas de Navarra, provenientes de seis parcelas enmendadas con dosis variable de lodo (22-99 t ha^{-1}) y seis parcelas no enmendadas. Para cuantificar los GRA y EGM, se determinó la abundancia relativa de 95 genes mediante PCR cuantitativa de alto rendimiento. Además, se determinaron una serie de parámetros físico-químicos del suelo: pH, capacidad de intercambio catiónico, conductividad eléctrica, textura, carbono orgánico soluble, nitrógeno Kjeldahl, nitratos, amonio, fósforo Olsen, potasio extraíble y metales pesados. Las parcelas enmendadas con lodo presentaron valores más altos de fósforo y zinc. La presencia de lodo fue el factor que más explicaba la variabilidad en la abundancia de GRA y EGM. La abundancia de cuatro GRA y dos EGM fue superior en los suelos enmendados con lodo. El posible incremento de la resistencia a antibióticos y la generación de nuevos patrones de resistencia en el medio podrían suponer una amenaza para la salud humana.

Palabras clave: contaminantes emergentes, fertilizantes orgánicos, elementos genéticos móviles,genes de resistencia a antibióticos, lodos de depuradora.

Abstract

The application of sewage sludge into agricultural soil can enhance soil properties and meet crop nutrient requirements. However, its agronomic application can lead to the dissemination of bacteria and antibiotic resistance genes (ARG) and mobile genetic elements (MGE) through horizontal gene transfer. For this study, 12 agricultural soils were sampled in Navarre; six plots amended with variable doses of sewage sludge (22-99 t ha^{-1}) and six non-amended plots. In order to quantify the GRA and EGM, the relative abundance of 95 genes was determined by high-throughput quantitative PCR. Besides, a variety of physicochemical parameters were determined: pH, cation exchange capacity, electrical conductivity, texture, soluble organic carbon, Kjeldahl nitrogen, nitrates, ammonium, Olsen phosphorus, extractable potassium and heavy metals. Sewage sludge amended plots showed higher values of phosphorus and zinc. The factor that explained most of the variability in the abundance of ARG and MGE genes was the presence of sewage sludge. The abundance of four ARG and two MGE was higher in soils amended with sewage sludge. The possible increase in antibiotic resistance and the generation of new patterns of resistance in the environment could pose a threat to human health.

Keywords: antibiotic resistance genes, emerging contaminants, mobile genetic elements, organic fertilizers, sewage sludge.

Introducción

En muchas explotaciones agrarias, la aplicación de lodos de depuradora a suelos agrícolas es una práctica habitual con potenciales efectos beneficiosos sobre la fertilidad y funcionalidad de dichos suelos y, por ende, sobre los cultivos en ellos desarrollados. Según datos del Registro Nacional de Lodos, aproximadamente el 80% de los lodos de depuradora tiene como destino final su aplicación en suelo agrícola [1]. Por otra parte, se ha logrado reducir en gran medida su depósito en vertederos (actualmente, en torno al 8%), mientras que la incineración está en aumento (aproximadamente, un 4%). Un destino alternativo, aunque de menor importancia cuantitativa, es la aplicación de los lodos a suelos no agrícolas, por ejemplo, suelos degradados en proceso de recuperación.

El uso de lodos de depuradora con fines agrícolas está regulado en España desde 1990. Su aplicación en cultivos horto-frutícolas está prohibida (i) durante el ciclo vegetativo, (ii) si el momento de aplicación es <10 meses antes de la recolección, y (iii) durante la recolección del cultivo cuando los órganos o partes vegetativas a comercializar y consumir en fresco están normalmente en contacto directo con el suelo, de acuerdo al Real Decreto 1310/1990 [2].

Empero, la práctica de aplicación de lodos de depuradora, a modo de enmiendas orgánicas, conlleva una serie de riesgos contingentes, entre los que aquí destaca, por su relevancia, el posible incremento de la resistencia a antibióticos y, de forma concomitante, la generación de nuevos patrones de resistencia. El suelo contiene una miríada de organismos y micro-organismos que son responsables de muchas de sus funciones y servicios (e.g., reciclaje de nutrientes, descomposición de la materia orgánica, control de patógenos). Teniendo en cuenta que los suelos son considerados como el mayor reservorio de genes de resistencia a antibióticos (GRA) y bacterias resistentes a antibióticos (BRA), la contaminación del suelo por antibióticos ha contribuido a la propagación de genes de resistencia a antibióticos en el medio ambiente, lo que podría dar lugar a un riesgo grave para la salud humana.

En particular, el uso extensivo (abuso) y/o incorrecto de antibióticos en nuestra sociedad, con un aumento exponencial de la producción de antibióticos desde 1990 y con más del 50% de la producción destinada a fines ganaderos [3,4,5], está frecuentemente asociado a la preocupante expansión ambiental de citado reservorio de GRA. Este hecho es, asimismo, potenciado por la presencia de dichos genes en elementos genéticos móviles (EGM: plásmidos, integrones, trans-posones) implicados en la transferencia horizontal de material genético entre bacterias [6].

En este estudio se persigue determinar el posible impacto de la aplicación de lodos de depuradora (a la dosis habitualmente empleada en campo) en suelo agrícola sobre parámetros físico-químicos indicadores de la calidad del suelo en general, y sobre la presencia y abundancia de GRA y EGM en particular.

Material y métodos

Se muestrearon 12 parcelas agrícolas situadas en Navarra. De las 12 parcelas muestreadas, 6 de ellas habían sido enmendadas con lodos de depuradora a dosis (entre 22 y 99 t ha^{-1}) y número de aplicaciones (entre 1 y 3) variables. Las 6 parcelas restantes no habían recibido lodo alguno (Tabla 1).

Con la ayuda de sondas-muestreadoras, se tomaron cuatro muestras de suelo superficial (profundidad: 0-10 cm; capa arable) por parcela; cada una de estas muestras estaba compuesta, a su vez, por 10 sub-muestras (pinchazos). Las muestras se tamizaron (<2 mm) en fresco.

Se midieron los siguientes parámetros físico-químicos: pH, carbono orgánico soluble en agua, capacidad de intercambio catiónico (CIC), conductividad eléctrica (CE), nitrógeno Kjeldahl, nitrato, amonio, fósforo (P) y potasio extraíble (K) y textura (7]. Los metales pesados y biodisponibles se midieron mediante ICP-

AES, después de un proceso de digestión ácida.

Por otro lado, se cuantificó la abundancia de GRA y MGE presentes en el suelo, mediante PCR cuantitativa de alto rendimiento con el sistema Fluidigm de Biomark HD. Este análisis se realizó en la Unidad de Expresión Génica de SGiker – UPV/EHU. Inicialmente, se extrajo ADN de las muestras de suelo y de lodo utilizando un kit comercial (PowerSoil DNA Mobio). Posteriormente, se amplificaron 95 genes de resistencia a antibióticos y EGM de interés, utilizando cebadores específicos (8].

Tabla 1- Descripción de las parcelas muestreadas.

Parcela	Año aplicación lodo	Dosis (t/ha)	Lodo total (t/ ha)	Cultivo actual
1	2009/2013	33/22	55	Colza
2	-	-	-	Cebada
3	2007/2011/2015	33/22/22	77	Cebada
4	-	-	-	Trigo
5	2006/2010/2014	44/33/22	99	Trigo
6	-	-	-	Trigo
7	2008/2012/2016	33/22/22	77	Trigo
8	-	-	-	Trigo
9	2013	22	22	Cebada
10	-	-	-	Habas
11	2009/2013	33/22	55	Colza
12	-	-	-	Cebada

Los análisis de la varianza de un factor (ANOVA) se llevaron a cabo para determinar diferencias en las propiedades físico-químicas y en la abundancia relativa de GRA y EGM entre las parcelas enmendadas con lodo y sin lodo. Los resultados de la PCR cuantitativa se mostraron como valores "Fold change" ($RQ = 2^{-\Delta Ct}$), en abundancias relativas a la del gen estructural 16S. Se aplicó un análisis de redundancia (RDA) a la abundancia de GRA y EGM en función de la presencia/ausencia de lodo. Los cálculos estadísticos se realizaron en R Core Team (v.3.4.0) y Canoco (v.5.0. Microcomputer Power, Ithaca, NY).

Resultados y discusión

Los suelos presentaron una textura franco-arcillosa, franca o arcillosa, y un pH alcalino. Los resultados muestran concentraciones adecuadas de fósforo, pero extremadamente altas de nitrógeno nítrico (nitratos) y potasio extraíble (9), tanto en las parcelas no enmendadas con lodo como en las enmendadas. Sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas en el fósforo extraíble y el zinc, siendo este valor superior en las parcelas enmendadas con lodo.

Tabla 2- Parámetros físico-químicos. Medias (n=24) y desviación estándar en parcelas con lodo y sin lodo, y el resultado del análisis de la varianza. ns: no significativo; *:p<0.05; **:p<0.01.

Parámetro	Con lodo	Sin lodo	Valor p
C orgánico soluble (mg/kg)	115.9 ± 40.4	107.9 ± 32.1	0.45^{ns}
pH (1:2.5)	8.38 ± 0.11	8.39 ± 0.09	0.80^{ns}
CIC (mEq/100 g)	14.47 ± 3.72	13.21 ± 2.61	0.18^{ns}
CE (mS/cm)	0.157 ± 0.03	0.146 ± 0.02	0.11^{ns}
Nitrato NO_3^- (mg/kg)	103.7 ± 81.2	74.1 ± 37.6	0.11^{ns}
Amonio NH_4^+ (mg/kg)	2.52 ± 1.01	2.67 ± 1.43	0.67^{ns}
Nitrógeno Kjeldahl (%)	0.166 ± 0.03	0.153 ± 0.03	0.09^{ns}
Fósforo extraíble (mg/kg)	31.45 ± 15.5	20.16 ± 12.7	0.01**
Potasio extraíble (mg/kg)	1312 ± 570	1385± 828	0.72^{ns}
Cadmio (mg/kg)	1.48 ± 0.43	1.57 ± 0.54	0.53^{ns}
Cromo (mg/kg)	17.37 ± 2.67	17.91 ± 4.34	0.60^{ns}
Cobre (mg/kg)	19.47 ± 5.73	18.39 ± 6.76	0.56^{ns}
Níquel (mg/kg)	23.62 ± 4.14	23.16 ± 5.00	0.73^{ns}
Plomo (mg/kg)	16.44 ± 3.42	16.82 ± 4.17	0.73^{ns}
Zinc (mg/kg)	58.32 ± 5.66	52.76 ±10.29	0.03*

En la Tabla 3 se observan las diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de (i) cinco GRA (1 Amino-glucósido, 1 β-Lactamasa, 2 Tetraciclinas y 1 multidroga) y (ii) dos EGM (ambas Transposasas). Son mayores las abundancias relativas en las parcelas enmendadas con lodo para cuatro GRA y dos EGM. Por el contrario, para el GRA *ceoA* (multidroga) se observó una mayor abundancia en las parcelas no enmendadas con lodo.

Tabla 3-Abundancia relativa expresada en "fold change" (FC) de genes de resistencia a antibióticos (GRA) y elementos genéticos móviles (EGM) en parcelas con lodo y sin lodo. Se presentan únicamente los GRA y EGM que presentaron diferencias estadísticamente significativas en el análisis de la varianza. *:p<0.05; **:p<0.01.

GRA y EGM	FC con lodo	FC sin lodo	Valor p
tnpA-04	7.478	2.653	0.002**
tnpA-07	$14.88e^{-2}$	$2.27e^{-2}$	0.009**
aacC2	$45.4e^{-4}$	$5.12e^{-4}$	0.049*
bla-L1	$6.22e^{-2}$	$3.42e^{-2}$	0.021*
tetK	$5.21e^{-3}$	$1.30e^{-3}$	0.020*
tetPB-01	$6.23e^{-2}$	$3.67e^{-2}$	0.029*
ceoA	$5.12e^{-2}$	$8.24e^{-2}$	0.044*

En la Figura 1 se aprecia que enmendar con lodo las parcelas condujo a una mayor abundancia de GRA y EGM en el suelo (el modelo explica el 48% de la variabilidad de los datos).

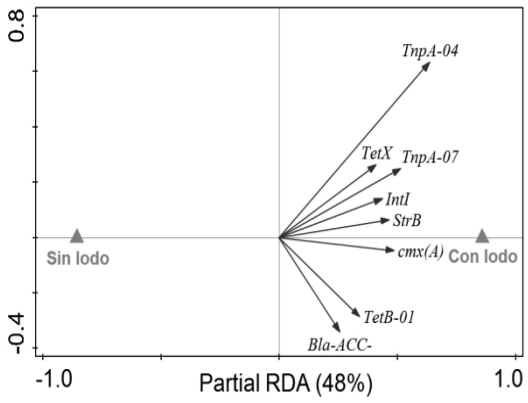


Fig.1- Figura del análisis de redundancia, tomando (i) como variables de respuesta las abundancias relativas de los GRA y EGM, (ii) como variable explicatoria la presencia o ausencia de lodo y (iii) como covariable el tipo de cultivo.

Conclusiones

- Los suelos muestreados presentan un exceso de nitrógeno y potasio. En cambio, las concentraciones de metales pesados en el suelo se encuentran muy por debajo de la ley vigente.

- Los valores de fósforo y zinc son significativamente mayores en las parcelas enmendadas con lodo.

- La variable que más explica la abundancia de los GRA y EGM en las muestras de suelo es la presencia de lodo.

- El posible incremento de la resistencia a antibióticos y la generación de nuevos patrones de resistencia en el medio podría suponer una amenaza para la salud humana.

Agradecimientos

Leire Jauregi es beneficiaria de una ayuda predoctoral del Departamento de Desarrollo Económico y Competitividad del Gobierno Vasco.

Referencias bibliográficas

[1] Registro Nacional de Lodos. Año 2012. Producción y destino de lodos de depuradoras de aguas residuales, por CC.AA. España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

[2] Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.

[3] Alonso, A., Sanchez, P., & Martinez, J. L. 2001. Environmental selection of antibiotic resistance genes. Environ. Microbiol. 3: 1-9.

[4] Knapp, C. W., Dolfing, J., Ehlert, P. A. I., & Graham, D. W. 2010. Evidence of increasing antibiotic resistance gene abundances in archived soils since 1940. Environ. Sci. Technol. 44: 580-587.

[5] Zhang, J., Sui, Q., Tong, J., Buhe, C., Wang, R., Chen, M., & Wei, Y. 2016. Sludge bio-drying: Effective to reduce both antibiotic resistance genes and mobile genetic elements. Water Res. 106: 62-70.

[6] Riber, L., Poulsen, P. H. B., Al-Soud, W. A., Skov Hansen, L. B., Bergmark, L., Brejnrod, A., Sørensen, S. J. 2014. Exploring the immediate and long-term impact on bacterial communities in soil amended with animal and urban organic waste fertilizers using pyrosequencing and screening for horizontal transfer of antibiotic resistance. FEMS Microbiol. Ecol. 90: 206-224.

[7] MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas para riego. Madrid: Spanish Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.

[8] Hu, H.W., Wang, J.T., Li, J., Li, J.J., Ma, Y.B., Chen, D., & He, J.Z. 2016. Field-based evidence for copper contamination induced changes of antibiotic resistance in agricultural soils. Environ. Microbiol. 18: 3896-3909.

[9] Mijangos, I., Muguerza, E., Garbisu, C., Anza, M. & Epelde, L. (2016). Tarjetas de salud para la evaluación de la sostenibilidad agrícola. Spanish J Soil Sci. 6: 15-20.

Degradación diferencial entre combustibles de origen fósil y biológico (biodiésel) en suelos con contaminación mixta

Differential degradation between fossil and biological fuels (biodiesel) in soils with mixed contamination

Lacalle, Rafael G.[1*], Gómez-Sagasti, María Teresa[1], Cabrera-Bilbao, Andrea Fátima[1], Artetxe, Unai [1], Garbisu, Carlos [2], Becerril, José María[1]

[1] Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU) Apdo. 644, E-48080 Bilbao, España
*rafael.gomezl@ehu.eus

[2] Departamento de Conservación de Recursos Naturales. NEIKER, E-48160 Derio, España

Resumen

La contaminación mixta de metales y compuestos orgánicos, como los hidrocarburos, es un problema común en el suelo, pero poco investigado. En este trabajo se seleccionaron dos suelos, uno con una enmienda orgánica procedente de residuos sólidos urbanos, y otra sin dicha enmienda, para estudiar su evolución durante un mes en condiciones controladas (fitotrón) tras ser contaminados con una mezcla de Zn (1500 ppm), Cu (500 ppm), Cd (50 ppm) y diésel comercial (6000 ppm).La disponibilidad de los metales fue muy baja debido al alto contenido en carbonatos y elevado pH de los suelos empleados, y decreció aún más con el paso del tiempo. La degradación del diésel se vio favorecida por la presencia de la materia orgánica, y se observó que aquellos hidrocarburos de origen biológico (biodiésel) fueron degradados casi por completo, mientras que los de origen fósil no pudieron ser completamente degradados en el transcurso de esos 30 días. La salud del suelo también se evaluó mediante la actividad, biomasa y diversidad funcional de las comunidades microbianas, las cuales revelaron un efecto beneficioso de la materia orgánica, y una fuerte afección inicial por parte de los contaminantes, de la que tienden a recuperarse con el paso del tiempo.

Palabras clave: Contaminación mixta, diésel, biodisponibilidad, bioremediación, propiedades microbianas del suelo

Abstract

Mixed contamination of metals and organic compounds, such as hydrocarbons, is a common but scarcely investigated issue. In this paper two soils were selected, one amended with an organic amendment from the recycling of urban wastes, and the other without that amendment. Soils were artificially contaminated with Zn (1500 ppm), Cu (500 ppm), Cd (50 ppm) and commercial diesel (6000 ppm) to assess the evolution of the soil during a month under controlled environmental conditions. Metal bioavailability was very low, due to the high carbonate content and pH, and it decreased even more along time. The organic amendment improved diesel degradation, and it could be observed that hydrocarbons of biological origin (such as those found in biodiesel) were almost completely degraded, while those present in fossil fuels could not be completely degraded after 30 days. Soil health was also assessed by measuring the biomass, activity and functional diversity of the microbial communities. Our results showed an enhancing effect on these parameters due to the organic amendment. Pollutants caused strong initial effect but microbial properties tended to recover over time.

Keywords: Mixed contamination, diesel, bioavailability, bioremediation, soil microbial properties

Introducción

En un mundo intensamente industrializado, la contaminación de los recursos naturales, entre ellos el suelo, se ha convertido en uno de los principales desafíos ambientales. Los metal(oid)es y los aceites minerales (p. ej. diésel) son los contaminantes más extendidos, y frecuentemente aparecen en el suelo simultáneamente. Sin embargo, pocos estudios abordan la problemática de los suelos con contaminación mixta (Agnello et al., 2016).

En el caso de los metales, el aspecto más importante, más allá de su concentración total, es la movilidad y disponibilidad de los mismos, que en última instancia es lo que provoca su ecotoxicidad y lo que permite que sean tomados por las plantas, de cara emplear tecnologías de fitoextracción (Vamerali et al., 2010). Los hidrocarburos como el diésel, por su parte, son poco solubles y tienden a asociarse con la materia orgánica y los minerales del suelo. Sin embargo, al contrario de lo que ocurre con los metales, el diésel puede ser degradado por las comunidades microbianas del suelo, ya sea de forma natural o mediante agentes bioestimuladores como las enmiendas orgánicas. No obstante, suele haber una fracción recalcitrante que no puede ser degradada (Barrutia et al., 2011). Además de actuar como degradadores, las comunidades microbianas son de utilidad como bioindicadores de la salud del suelo y ecotoxicidad, por lo que su biomasa, actividad y diversidad han sido utilizados para este fin (Gómez-Sagasti et al., 2012).

El objetivo de este trabajo es evaluar la recuperación de la salud de suelos con contaminación mixta mediante indicadores fisicoquímicos y microbianos durante un proceso de biorremediación asistida con enmienda orgánica, así como determinar la degradación preferencial de hidrocarburos de origen fósil o de origen biológico (biodiésel).

Material y métodos

Un suelo de una zona peri-urbana de Vitoria-Gasteiz fue enmendado con una enmienda orgánica proveniente del reciclado de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Tras un año de estabilización, se recolectó tanto el suelo enmendado (+) como el sin enmendar (-), que se secaron al aire, se tamizaron a <6 mm y se sometieron a una caracterización fisicoquímica (Tabla 1). En el laboratorio, se dejó la mitad de cada uno de los suelos como control y la otra mitad se contaminó con una mezcla de metales y diésel comercial (en mg kg^{-1} PS suelo): Zn (1500), Cu (500), Cd (50) y diésel (6000). Los suelos fueron colocados en tiestos de 1L (700g de suelo / tiesto) e incubados durante un mes un fitotrón con las siguientes condiciones: Fotoperiodo 14/10 h día/noche, temperatura 25/18 ºC día/noche, humedad relativa 60/80% día/noche, y una intensidad lumínica de 200 µmol photon m^{-2} s^{-1}. Se recogieron muestras de suelo al inicio y al final del experimento para la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos.

Tabla 1, Caracterización fisicoquímica del suelo. (Tot: Concentración pseudo-total, Bio: Concentración biodisponible)

	No enmendado	Enmendado
Arcilla (%)	23,4	15,7
Arena gruesa(%)	17,9	14,5
Arena fina(%)	21,3	25,1
Limo (%)	37,5	44,0
Textura (USDA)	Franco	Franco
pH (1:2,5)	7,9	8,0
Carbonatos (%)	54,7	44,0
Materia orgánica(%)	1,0	19,5
C orgánico / N orgánico	6,7	8,6
N total (%)	0,1	0,9
C orgánico tota l(%)	0,6	7,3
[Zn] Tot / Bio (ppm)	41,4 / 0,0	127,8 / 0,0
[Cu] Tot / Bio (ppm)	6,9 / <0,1	73,3 / <0,1
[Cd] Tot / Bio (ppm)	0,3 / 0,0	0,5 / 0,0

El contenido pseudototal y biodisponible de metales en los suelos se determinó

siguiendo las metodologías de US-EPA Method 3051A (2007) y Houba et al. (2000), respectivamente. El contenido en hidrocarburos alifáticos se determinó según Bartolomé et al. (2005). Los parámetros microbianos (actividad microbiana expresada como respiración basal (RB), biomasa microbiana potencialmente activa expresada como respiración inducida por sustrato (RIS) y diversidad funcional microbiana expresada número de sustratos utilizados (NSU) y Desarrollo de Color Medio (DCM) en Biolog Ecoplates^{TM}) se determinaron como en Galende et. al. (2014).

Resultados y Discusión

La biodisponibilidad de los metales fue muy baja (<0,5%) desde el momento inicial del experimento (Tabla 2), siendo ligeramente más elevados el Zn y el Cu en los suelos enmendados debido al contenido adicional de estos metales en la enmienda (Tabla 1). Esta baja disponibilidad se debe al elevado pH y a su rápida asociación con los carbonatos, muy abundantes en el suelo (Adriano et al., 2001). En el transcurso de los 30 días la biodisponibilidad se redujo más, especialmente para el Zn y Cd.

Tabla 2, Concentración biodisponible de metales en los suelos contaminados sin (-) y con enmienda (+). Variación entre el Día 0 y Día 30 (%)

	Tratamiento	Día 0	Día 30	%
[Zn] bio (ppm)	Contaminado -	2,00±0,09	0,47±0,01	-77
	Contaminado +	4,76±0,82	0,69±0,08	-85
[Cu] bio (ppm)	Contaminado -	0,08±0,00	0,08±0,00	-5
	Contaminado +	0,27±0,02	0,22±0,01	-19
[Cd] bio (ppm)	Contaminado -	0,16±0,01	0,08±0,00	-51
	Contaminado +	0,15±0,02	0,03±0,00	-77

En la Tabla 3 se muestra la degradación de hidrocarburos. La presencia de la enmienda orgánica aumenta la degradación de diésel, probablemente a causa de una mayor disponibilidad de nutrientes y la reducción de la toxicidad mediante la adsorción de los compuestos tóxicos a la matriz orgánica (Balseiro-Romero et al., 2016). Curiosamente, los hidrocarburos de origen biológico presentes (EMAG: Ester Metil Ácidos Grasos) fueron degradados casi por completo (>90%), mientras que los alcanos, de origen fósil, presentaron niveles de degradación mucho más bajos (39-56%). La degradación preferencial de compuestos de origen biológico ya fue descrita por DeMello (2007), y podría deberse a la mejor adaptación metabólica de los microorganismos a degradar ácidos grasos.

Tabla 3, Concentración de alcanos, EMAGs e hidrocarburos totales en los suelos contaminados sin (-) y con enmienda (+). Variación entre el Día 0 y Día 30 (%)

	Tratamiento	Día 0	Día 30	%
ALC (ppm)	Contaminado -	2648±109	1608±47	-39
	Contaminado +	2231±163	975±33	-56
EMAG (ppm)	Contaminado -	209±9	13±0	-94
	Contaminado +	176±13	3±0	-98
HC total (ppm)	Contaminado -	2860±118	1631±46	-43
	Contaminado +	2417±176	997±26	-59

Como se observa en la Tabla 4, la biodiversidad microbiana se ve reducida por la contaminación, mientras que la enmienda tiene un efecto estimulante. Con el paso del tiempo, sin embargo, los controles tienden a perder biodiversidad a causa de la aclimatación a condiciones estables, mientras que estos valores para los suelos contaminados van en aumento. Al igual que con la diversidad, la actividad y biomasa microbianas, se ven estimuladas por la materia orgánica e inhibidas por la contaminación. Estas diferencias se mantienen al final del experimento, pero mostrando tendencia a atenuarse.

Tabla 4, Respiración basal (RB) (µg C·g-1 ·h-1), Respiración inducida por sustrato (RIS) (µg C·g-1 ·h-1), Número de sustratos utilizados (NSU) y Actividad de degradación de sustratos (ADS) Variación entre el Día 0 y Día 30 (%)

	Tratamiento	Día 1	Día 30	%
RB	Control -	2,52±0,13	2,56±0,15	1,5
	Contaminado -	2,71±0,26	2,35±0,14	-13,0
	Control +	4,74±0,13	4,00±0,14	-15,6
	Contaminado +	4,17±0,12	3,79±0,23	-9,1
RIS	Control -	11,03±0,81	12,52±0,31	13,5
	Contaminado -	6,63±0,27	8,07±1,51	21,8
	Control +	17,08±1,40	14,20±0,47	-16,8
	Contaminado +	9,51±1,03	8,96±1,32	-5,8
NSU	Control -	14,44±1,87	10,11±0,87	-30,0
	Contaminado -	0,17±0,17	10,33±2,25	6100,0
	Control +	19,78±1,13	11,22±0,73	-43,3
	Contaminado +	0,00±0,00	6,92±0,82	*
ADS	Control -	8,11±2,08	4,06±1,47	-50,0
	Contaminado -	0,29±0,29	5,71±1,98	1883,6
	Control +	15,84±0,94	5,26±0,43	-66,8
	Contaminado +	0,14±0,08	0,97±0,59	902,4

4. Conclusiones

La composición del suelo ha sido el factor clave de este estudio en lo relativo a los metales, El contenido en carbonatos y elevado pH ha provocado la inmovilización de los metales en el suelo, reduciendo su biodisponiblidad. La degradación de hidrocarburos por parte de los microorganismos del suelo se ve fuertemente condicionada por el origen de los hidrocarburos, siendo la degradación de aquellos de origen biológico mucho más eficiente que la de los de origen fósil, lo cual hace que los biocombustibles dejen menos residuos. La presencia de contaminantes afecta negativamente a las comunidades microbianas, pero con el tiempo y gracias a la enmienda orgánica, éstas se recuperan.

Agradecimientos

Trabajo financiado por los proyectos: AGL2015-64481-C2-1 y AGL2016-76592-R (MINECO), PhytoSUDOE SOE1/P5/E0189; Fondos FEDER; e IT 1018-16 (Gobierno Vasco). RGL agradece al GV la ayuda de formación predoctoral. Los autores agradecen a los Dres Azucena González, Juan Carlos Raposo y Luis Bartolomé por su apoyo técnico y a Juan Vilela el acceso a los suelos empleados.

Referencias bibliográficas

[1] Adriano, D. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer Verlag, New York.

[2] Agnello, AC, Bagard, M, van Hullebusch, ED, Esposito, G, Huguenot, D. 2016. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. Sci. Total Environ. 563: 693-703.

[3] Balseiro-Romero, M, Gkorezis, P, Kidd, PS, Vangronsveld, J, Monterroso, C. 2016. Enhanced degradation of diesel in the rhizosphere of Lupinus luteus after inoculation with diesel-degrading and plant growth-promoting bacterial strains. J. Environ. Qual. 45, 924-932.

[4] Barrutia, O, Garbisu, C, Epelde, L, Sampedro, MC, Goicolea, MA, Becerril, JM. 2011. Plant tolerance to diesel minimizes its impact on soil microbial characteristics during rhizoremediation of diesel-contaminated soils. Sci. Total Environ. 409: 4087-4093.

[5] Bartolomé, L, Cortazar, E, Raposo, JC, Usobiaga, A, Zuloaga, O, Etxebarria, N, et al. 2005. Simultaneous microwave-assisted extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, phthalate esters and nonylphenols in sediments. J. Chromatogr. 1068: 229-236.

[6] DeMello, JA, Carmichael, CA, Peacock, EE, Nelson, RK, Arey, JS, Reddy, CM. 2007. Biodegradation and environmental behavior of biodiesel mixtures in the sea: An initial study. Mar. Pollut. Bull. 54: 894-904.

[7] Galende, MA, Becerril, JM, Gómez-Sagasti, MT, Barrutia, O, Epelde, L, Garbisu, C, et al. 2014. Chemical stabilization of metal-contaminated mine soil: early short-term soil-amendment interactions and their effects on biological and chemical parameters. Water Air Soil Pollut. 225, 1863.

[8] Gómez-Sagasti, MT, Alkorta, I, Becerril, JM, Epelde, L, Anza, M, Garbisu, C. 2012. Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation, Water Air Soil Poll. 223: 3249-3262.

[9] Houba, VJG, Temminghoff, EJM, Gaikhorst, GA, van Vark, W. 2000. Soil analysis procedures using 0,01 M calcium chloride as extraction reagent. Commun. Soil Sci. Plan. 31: 1299-1396.

[10] US-EPA Method 3051ª. 2007. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils, third ed. US Environmental Protection Agency. Washington, DC.

[11] Vamerali, T, Bandiera, M, Mosca, G. 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. Environ. Chem. Lett. 8: 1-17.

Efectos de biochar y compost en un suelo de huerto urbano moderadamente contaminado por metales pesados

Effects of biochar and compost on a heavy metal moderately polluted urban farm soil

Meddeb, Salma[1], Hassine, Habib B.[1], Tangour, Dohua[2], Aichi, Hamouda[1], Álvarez J. María[3] de la Rosa, J. María[4], López, Rafael[4*]

[1] Laboratory of Agriculture Production and Sustainable Developpement, Agriculture High School of Mograne, Zaghouan, Tunisia. salma.meddeb@hotmail.

[2] International Center of Environmental Technology of Tunis.

[3] Ohio State University, Columbus OH USA; jose.alvarezpuente@gmail.com

[4] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS, CSIC), Avda. Reina Mercedes 10, 41012-Sevilla, jmrosa@irnase.csic.es, rafael.lopez@csic.es

Resumen

En un suelo de un huerto urbano, moderadamente contaminado (Cu 197 mg kg^{-1}, Pb 295 mg kg^{-1}, Zn 182 mg kg^{-1}) se han usado un biochar de madera /B) y un compost de lodos (CS). Las dosis utilizadas fueron 1% (tratamientos B1 y CS1 con cada producto y B1CS1 con la mezcla de ambos) y 2% (sólo B2 y CS2). Estas mezclas se usaron en macetas de 2L (3 repeticiones) cultivando una lechuga por maceta, y determinando la biomasa, los contenidos de metales disponibles en suelo y las actividades fosfatasa, glucosidasa, deshidrogenasa y ureasa. Todos los tratamientos con enmiendas aumetaron la biomasa aérea y total treatments (peso fresco: C(Control)≤B1≤B2≤B1CS1<CS1≤CS2) a pesar de una reducción de la biomasa radicular. En general, las enmiendas disminuyeron ligeramente las actividades enzimáticas aunque sólo significativamente en el caso de B1CS1 sobre la suma de las 4 actividades, y B1 y B2 sobre deshidrogenasa. La concentración de metales extraídos en AEDT disminuyó con B y S aunque sólo B1CS1, con reducciones entre 11 y 21% respecto a C, actuó significativamente. Estos resultados sugieren una acción sinérgica de la mezcla de B y CS respecto a las propiedades consideradas.

Palabras clave: lechuga, metales pesados, actividad enzimática, compost de biosólidos.

Abstract

Wood biochar (B) and sewage sludge compost (CS) were added, both separately or together, into a moderately polluted urban farm soil (Cu 197 mg kg^{-1}, Pb 295 mg kg^{-1}, Zn 182 mg kg^{-1}). Amendment doses were 1% (treatments B1, CS1, and B1CS1 combining both products) and 2% (treatments B2 and CS2). Lettuce plants were grown in 2 L pots (3 replications per treatment) and plant biomass and composition, enzymatic activities, and available soil metals were determined. All the amendment treatments increased aerial and total lettuce fresh weight (plant fresh weight: Control≤B1≤B2≤B1CS1<CS1≤CS2) in spite of a reduction in root weight. In general, amendments slightly reduced the phosphatase, glucosidase, dehydrogenase and urease activities but their decrease was significant only for the effect of B1CS1 in the (sum of) four activities and for B1 and B2 in dehydrogenase activity. EDTA extractable-trace metals and -nutrients were reduced by B and CS, although these reductions were only significant in the case of treatment B1CS1 for which 11 to 21% depletion in relation to the control was achieved. These results suggest a synergistic action in the case that B and CS are jointly added. However, the lettuce metal contents did not reflect the decreases observed in the EDTA extractable-metal contents.

Keywords: lettuce, heavy metal, enzymatic activity, biosolids compost

Introducción

La agricultura urbana es una actividad en expansión por sus muchos beneficios ambientales y sociales [1]. Sin embargo, existe un riesgo potencial de contaminación por sustancias orgánicas e inorgánicas de las hortalizas y frutas cultivadas en huertos urbanos [2].

El uso de biochar (subproducto de la tecnología C-negativa llamada pirólisis por la que se obtiene bioenergía o biocombustibles desde materiales orgánicos) es una alternativa atractiva para la recuperación de suelos contaminados por metales pesados, a la par que paralelamente se mejora la fertilidad y productividad de los suelos. El biochar es un material muy aromatizado que contiene grandes cantidades de C orgánico (normalmente +50%) que se considera muy estable, por lo que puede aumentar considerablemente el contenido de materia orgánica del suelo, y al mismo tiempo puede secuestrar cantidades significativas de CO_2. Generalmente, este material tiene un pH elevado [3] y una elevada microporosidad que proporciona superficies reactivas en las que pueden adsorberse los metales pesados (así como nutrientes). Los mecanismos de la inmovilización de metal por biochar incluyen el aumento del pH, el intercambio iónico, la adsorción física y la precipitación como oxohidróxidos, con carbonato o fosfato.

Además, la aplicación conjunta de biochar y compost se considera generalmente más efectiva para la mejora de las propiedades del suelo y del rendimiento del cultivo que el uso de biochar sólo y se preconiza que puede ser también una alternativa posible de recuperación de suelos contaminados [4]. Algunos experimentos han mostrado la existencia de efectos sinérgicos cuando se combinan biochar y compost de cara a la mejora agronómica del suelo [5] y se han conseguido también resultados satisfactorios cuando ambos productos son usados como sustrato de cultivo [6].

Sin embargo, los estudios sobre el efecto conjunto de biochar y compost en la disponibilidad o inmovilización de metales pesados son escasos. El objetivo del presente trabajo es determinar el efecto de biochar, compost y su mezcla sobre la disponibilidad de metales pesados y la actividad biológica del suelo.

Material y métodos

El suelo utilizado en este ensayo fue tomado de una parcela del huerto urbano del parque de Miraflores en Sevilla. Se trata de un suelo moderadamente calizo de textura Franco-Arcillo-Arenosa. Las propiedades químicas del suelo así como de las dos enmiendas utilizadas se muestran en la Tabla 1. Más información sobre el mismo puede obtenerse en [7]. El biochar (B) utilizado fue producido por la compañía Swiss Biochar. Fue elaborado a partir de restos de madera de pino triturada que se sometió a pirólisis en un reactor Pyreg a 600ºC durante 20 minutos. Este biochar posee la certificación de la "European Biochar Certificate (EBC). El compost utilizado (CS) procede de lodos de la depuradora urbana de Jdaida (Túnez) compostados en relación 1:1 con restos de jardines de la escuela de agricultura de Sidi Thabet (Túnez).

Tabla 1 – Propiedades de enmiendas y suelo

	B[1]	CS[1]	Soil
pH	9.45 (1:10)	6.90 (1:10)	7.3 (1:2,5)
C.E. (mS cm^{-1})	0.79 (1:10)	3.83 (1:10)	0.78 (1:2,5)
C Orgánico (g kg^{-1})	726	164	35.0
N-kjeldahl (g kg^{-1})	2.88	20.0	2.74
Ca (as CaO) (g kg^{-1})	32.5	96.8	140[2]
Mg (as MgO) (g kg^{-1})	2.66	8.40	--
K (as K_2O) (g kg^{-1})	5.47	6.28	--
P (as P_2O_5) (g kg^{-1})	1.69	2.77	27[3]
As (mg kg^{-1})	2,33	12.6	8.92
Cd (mg kg^{-1})	0.02	0.58	0.52
Co (mg kg^{-1})	0.47	5.60	6.61
Cr (mg kg^{-1})	9.87	103	29.0
Cu (mg kg^{-1})	7.08	129	197
Mn (mg kg^{-1})	204	143	416
Ni (mg kg^{-1})	10.2	47.3	16.0
Pb (mg kg^{-1})	1.96	34.7	295
Zn (mg kg^{-1})	30.4	385	182

[1] B: biochar; CS: compost de lodos de depuradora;
[2] Como $CaCO_3$; [3] P-Olsen (mg k kg^{-1});

El suelo se mezcló con B al 1% y 2% (tratamientos B1 y B2), con CS al 1% y 2% (tratamientos CS1 y CS2) y con ambos a la vez al 1% cada uno (tratamiento B1CS1). El suelo sólo se utilizó como tratamiento control (C). Con las mezclas se rellenaron macetas de 2,5 L (CC17), y tras una semana en que se mantuvieron húmedas se sembró una plántula de lechuga (*Lactuca sativa* var. Cervantes, semillas Rijk Zwaan) en cada maceta. De cada tratamiento se prepararon 5 macetas aunque sólo se utilizaron 3 replicados para las determinaciones siguientes. A los 27 días de la siembra se tomaron muestras de suelo de cada maceta en los que se determinaron las actividades enzimáticas fosfatasa, glucosidasa, deshidrogenasa y ureasa mediante los métodos indicados en [8], el P disponible mediante extracción con $NaHCO_3$ 0,5N y determinación en autoanalizador por espectrofotometría [9] y los metales disponibles por extracción con AEDT [10] y medida por ICP-OES. A los 52 días se recolectaron las lechugas, se determinó su biomasa en húmedo y seco y se analizó el contenido de metales en el material vegetal mediante digestión en microondas con ácido nítrico y medida por ICP-OES.

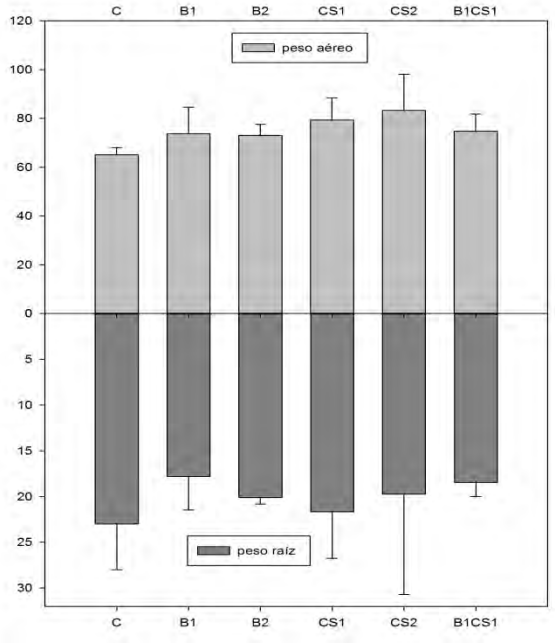


Fig. 1 – Peso fresco medio (g) y desviación estándar de la parte aérea y radicular de las plantas de lechuga para cada tratamiento.

Tabla 2 – Actividades enzimáticas (27 días después de la incorporación de enmiendas) relativas a los valores del tratamiento control (C).

Tratamiento	FOS	GLU	DHD	URE	SUM
C	1.00	1.00	1.00 a	1.00	4.00 a
B1	0.97	0.71	0.64 b	0.97	3.29 ab
B2	0.98	0.75	0.57 b	0.94	3.25 ab
CS1	0.77	0.70	0.84 ab	1.00	3.31 ab
CS2	0.89	0.81	0.80 ab	1.02	3.53 ab
B1CS1	0.91	0.65	0.55 b	0.56	2.67 b
B1+CS1	0.74	0.40	0.49	0.97	2.60

FOS: fosfatasa; GLU: glucosidasa; DHD: deshidrogenasa; URE: ureasa; SUM: suma de las 4 actividades relativas. B1+CS1 es el efecto aditivo calculado de B20 y CS20 sobre la misma base que la columna correspondiente. En cada columna, los valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes según el test de Tukey ($p<0.05$).

Resultados y discusión

En la Fig. 1 se muestra la biomasa (aérea y radicular) de las plantas de lechuga correspondientes a cada tratamiento. Aunque sin significación estadística, la parte aérea fue ligeramente mayor que en el control para todas las enmiendas, con el mayor valor para CS2, a la par que las raíces fueron menores en los tratamientos con enmienda.

En la Tabla 2 se muestran las actividades enzimáticas relativas a los valores obtenidos en el control C. Ambas dosis de B disminuyeron significativamente la actividad deshidrogenasa así como la mezcla B1CS1. La deshidrogeasa se usa como medida de la actividad microbiana general del suelo, por lo que su reducción con B es una indicación de la dificultad de degradación de este sustrato. Si se considera la suma de las 4 actividades consideradas, la reducción en el tratamiento B1CS1, que alcanza un 33%, resultó significativa. Las reducciones observadas con B1CS1 no superaron a los valores teóricos calculados si B1 y CS1 hubieran sido efectos independientes aditivos (B1+CS1) por lo que no parece que se de efecto sinérgico de ambos productos sobre la actividad microbiana. En general, todos los tratamientos con los dos productos considerados redujeron las actividades respecto al control, aunque de forma moderada.

Tabla 3 – Metales extraídos (mg kg^{-1}) por AEDT 27 días después de la incorporación de enmiendas.

	C	B1	B2	CS1	CS2	B1CS1
Cd	0.115	0.111	0.111	0.114	0.106	0.103
Cr	0.126 a	0.124 a	0.111 ab	0.118 ab	0.115 ab	0.102 b
Cu	78.4	77.5	74.4	76.8	72.4	68.6
Fe	30.5	29.1	28.1	31.3	29.4	27.4
Mn	39	37.3	38.2	38.6	37.5	35.7
Ni	0.47	0.45	0.45	0.51	0.44	0.43
Pb	133	131	130	132	121	120
Zn	30.4	29.5	29.6	32.2	29.3	28.8
*S**	8.0 a	7.7 ab	7.5 ab	7.8 ab	7.5 ab	7.1 b

En cada fila, los valores seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes según el test de Tukey ($p<0.05$).
*Suma de los valores relativos a C

En la Tabla 3 se muestran los metales disponibles en los diferentes tratamientos, mediante extracción con AEDT. Tanto B como CS originaron pequeñas disminuciones respecto a C, auque debido a la escasa magnitud de las diferencias, éstas sólo fueron significativas para Cr con B1CS1 y para la suma (de valores relativos a C) con B1CS1. A pesar de que individualmente la reducción para cada metal fue poco relevante, en su conjunto la reducción observada en la disponibilidad con B1CS1 fue del 11,5%. La disminución total de disponibilidad con B1CS1 superó ligeramente a la dosis doble de ambos productos por lo que no es descartable un efecto sinérgico de la adición conjunta de ambos en lo que a reducción de la disponibilidad se refier. Sin embargo, esta menor disponibilidad ("química") de metales pesados observada en suelo no se puso de manifiesto cuando se consideran las concentraciones o extracciones de metales en la parte aérea de la planta de lechuga, excepto en el caso de Mn (datos no mostrados)

Conclusiones

La adición al suelo de biochar mejoró el rendimiento del cultivo a pesar de que redujo la actividad biológica del mismo. También originó una ligera disminución en la disponibilidad de metales pesados en un suelo moderadamente contaminado. En general, los efectos observados fueron muy similares a los producidos por dosis equivalentes de un compost de calidad. Sin embargo, la aplicación conjunta de biochar y compost dió lugar a una reducción significativa de la disponibilidad de metales lo que podría indicar un efecto sinérgico de ambos.

Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto CGL2016-76498-R del MINECO y FEDER y mediante una colaboración parcial del proyecto entre International Center of Environmental Technology of Tunisia and the German Development Cooperation GIZ.

Referencias bibliográficas

[1] Mok, HF y col. 2014. Strawberry fields forever? Urban agriculture in developed countries: A review. AGRON SUSTAIN DEV. 34 (1): 21-43.

[2] Meharg, AA. 2016. Perspective: City farming needs monitoring. NATURE 531(7594): S60.

[3] Glaser, B, Lehmann, J, Zech, W. 2002. BIOL FERT SOILS 35: 219-230.

[4] Agegnehu, G, Srivastava, AK, Bird, MI, 2017. The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. APP SOIL ECOL 119: 156-170.

[5] Schmidt, HP y col. 2014. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. AGRIC ECOSYST & ENVIRON. 191: 117–123.

[6] Alvarez, JM y col. 2018. Vermicompost and Biochar as peat replacement for ornamental plant production. J APPL HORTIC 20(1). In press.

[7] Hallat, J, Castro, A. Burgos, P, López, R, 2017. Contenido de metales pesados en legumbre y hortalizas procedentes de huertos urbanos, en López, R., Cabrera, F. (Eds.) Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente, Red Española de Compostaje, pp. 212-216.

[8] López, R, Burgos, P., Hermoso, J.M., Hormaza, J.I., González-Fernández, J.J. 2014. Long term changes in soil properties and enzyme activities after almond shell mulching in avocado organic production. SOIL TILL RES. 143: 155-163.

[9] Watanabe, FS, Olsen, SR. 1965. Test of an Ascorbic Acid Method for Determining Phosphorus in Water and $NaHCO_3$ Extracts from Soil. SOIL SCI SOC AM J. 29(6): 677-678.

[10] Ure, AM, Quevauviller, P, Griepink, B. 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments an account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the bcr of the commission of the european communities. INT J ENVIRON. ANAL CHEM. 51(1-4): 135-151.

Tecnosuelos construidos a partir de residuos municipales en Vitoria-Gasteiz (España)

Technosols constructed from municipal waste in Vitoria-Gasteiz (Spain)

Vilela Lozano J.[1*], Barredo Díaz O.[1], Bastida Salazar A.[1]

[1] Centro de Estudios Ambientales del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz, Casa de la Dehesa de Olárizu, s/n, 01006, Vitoria-Gasteiz. Email: jvilela@vitoria-gasteiz.org

Resumen

Un tecnosuelo es un suelo cuyas características y pedogénesis están dominados por su origen técnico, conteniendo una cantidad de materiales de origen antropogénico. Ante el problema de escasez de tierra vegetal y para valorizar algunos residuos municipales, el Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz realizó un proyecto experimental ensayando distintos tecnosuelos, constituidos a partir de residuos de construcción y demolición (RCD), bentonita, tierra vegetal de parcelas vacantes, material bioestabilizado y restos de poda. El objetivo fue su aplicación a la restauración de espacios degradados sin riesgo ambiental posible. Se prepararon seis mezclas de tecnosuelo por triplicado y se instalaron en celdas de 48 m^2. Se analizaron los parámetros establecidos por la legislación sobre suelo bruto, lixiviado y eluatos durante 3 años. Los resultados mostraron que la mayoría de los parámetros estudiados se encontraron dentro de los umbrales que marca la legislación, salvo los sulfatos y el contenido total de carbono, cuyos valores aun sobrepasando el límite para residuo inerte se consideraron aptos para el desarrollo de vida vegetal. También se comprobó que el tiempo fue un factor relevante a la hora de determinar el momento de aplicación de un tecnosuelo y que la mezcla M11 fue la formulación más estable y con menores riesgos ambientales.

Palabras clave: tecnosuelo, eluato, lixiviado, inerte, residuo

Abstract

A technosol is a soil whose characteristics and pedogenesis are dominated by their technical origin. To improve the management of municipal wastes and recover degraded plots in the city of Vitoria-Gasteiz (Spain), the city council carried out an experiment to evaluate the viability of 6 types of technosol mixes created from four different byproducts of municipal waste treatment plants: construction and demolition residues (RCD), bio-stabilized material, triturated pruning, recycled bentonites and topsoil from vacant public plots. The main objective was the application of technosols for recovering degraded areas without environmental harm. Mixes were prepared in triplicate and installed in 48 m^2 cells. Eluates, soil and natural leachate sampling and analysis were conducted for 3 years. The results showed that most of the parameter values were under the limits set up by legislation, except for sulphates and TOC, whose values even beyond the inert waste limit were suitable for the development of vegetation. It was also shown that time was essential to determine the moment of technosol implementation and that the mix M11 was the most stable formulation with less risk of environmental impact.

Keywords: technosol, eluate, leachate, inert, waste.

Introducción

La existencia en el municipio de Vitoria-Gasteiz de numerosas parcelas vacantes en riesgo de degradación, la escasez de tierra vegetal de calidad y la reciente mejora en las plantas municipales de tratamiento de residuos genera la posibilidad de combinar sus productos con el fin de crear un tecnosuelo que pueda emplearse en la recuperación de dichas zonas vacantes o degradadas. Estudios previos como el de Laminoria (Maeztu, España) [1] y Touro (A Coruña, España) [2] presentaron buenos resultados de recuperación ambiental.

El objetivo del proyecto fue la obtención de un sustrato, similar a la tierra, con capacidad de albergar una cobertura vegetal durante un espacio prolongado de tiempo, sin perder su estructura y sin incidencias negativas en el medio ambiente o el ser humano.

Material y métodos

Diseño experimental

Se planteó un proyecto experimental a tres años (2014-16) en el Vertedero Municipal de Gardelegi creando 22 parcelas de tecnosuelos, 18 con 6 fórmulas distintas (Tabla 1), que irían por triplicado, más 4 parcelas de control de ingredientes.

Tabla. Formulación de los tecnosuelos.

Mezcla	RCD	Mat. bioes. + poda triturada	Bentonita	Tierras de Vitoria	TOTAL
M11	85 %	10 % + 5 %	0 %	0 %	100 %
M12	70 %	20 % + 10 %	0 %	0 %	100 %
M21	65 %	10 % + 5 %	0 %	20 %	100 %
M22	50 %	20 % + 10 %	0 %	20 %	100 %
M31	70 %	10 % + 5 %	15 %	0 %	100 %
M32	55 %	20 % + 10 %	15 %	0 %	100 %

Además, para comprobar el efecto de la dosis de materia orgánica utilizada se añadió el doble de ingredientes utilizados como aporte de carbono sobre las mezclas pares. Se construyeron celdas impermeabilizadas para alojar los tecnosuelos. Sobre una capa drenante inferior (20 cm) y otra intermedia (40 cm) se depositó la capa superior de tecnosuelo (40 cm). Sobre ellas se realizaron análisis periódicos de suelo bruto, eluatos y lixiviados para comprobar si cumplían con la siguiente legislación medioambiental:

- Ley 4/2015 del Gobierno Vasco, para comprobar si las mezclas se encontraban dentro de los límites VIE-B para un uso de suelo de "parque público" [3].
- Decreto 49/2009 de Gobierno Vasco para comprobar su comportamiento como un residuo inerte [4].
- Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, para controlar los lixiviados [5].
- Instrucción técnica de residuos ITR/01/08, de la Xunta de Galicia para otros parámetros agronómicos y de ecotoxicidad [6].

En septiembre de 2013 se realizó una analítica sobre los ingredientes para la formulación de la mezcla y un mes más tarde sobre las mezclas de tecnosuelo antes de su instalación. En diciembre de 2013 se dio inicio al programa de seguimiento, que consistió en 6 muestreos periódicos bimensuales durante un año (hasta dic. 2014), dando paso a 2 muestreos semestrales el segundo año y una última analítica completa al final del tercer año (dic. 2016).

Tratamiento de datos

Para observar la evolución de los parámetros analizados se utilizó la media aritmética de los resultados obtenidos en las 3 réplicas de cada mezcla. Se realizó así mismo un pretratamiento de los datos eliminando valores aberrantes o "outliers" así como un análisis de componentes principales para extraer los patrones subyacentes en los datos.

Resultados y discusión

Suelo bruto

De los 40 parámetros físicos, químicos y biológicos analizados sólo 2 sobrepasaron los límites (no siendo ninguno de ellos metales pesados) (Figura 1). *E. coli* sobrepasó la concentración límite de 1000 NMP/g en el primer mes; el COT (Carbono Orgánico Total) se mantuvo constante y en algunos casos

sobrepasó el límite (sobre todo en la mezcla M32).

Los valores obtenidos para el COT, aunque sobrepasaron el límite establecido para residuo inerte en la mezcla M32, no suponían un riesgo de contaminación, sino que reflejaban la presencia de materia orgánica en la proporción formulada (2-4%) para garantizar el correcto crecimiento de la vegetación.

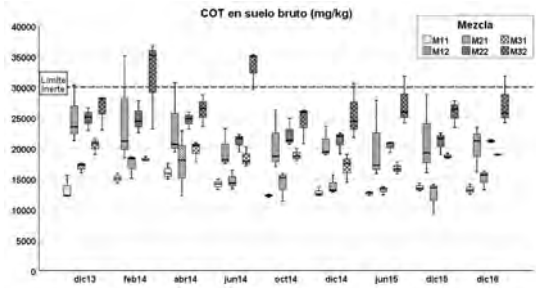


Figura 1. Evolución de COT (mg/kg) en suelo bruto.

Eluatos

Los resultados de eluatos también fueron bastante satisfactorios ya que solamente 2 de los 17 parámetros medidos sobrepasaron los límites legislativos (Figura 2). Uno de ellos fue el cloruro, que a partir del segundo mes descendió notablemente, quedando por debajo del límite para residuo inerte. El sulfato, sin embargo, tuvo valores superiores al límite inerte, pero siempre por debajo del límite no peligroso.

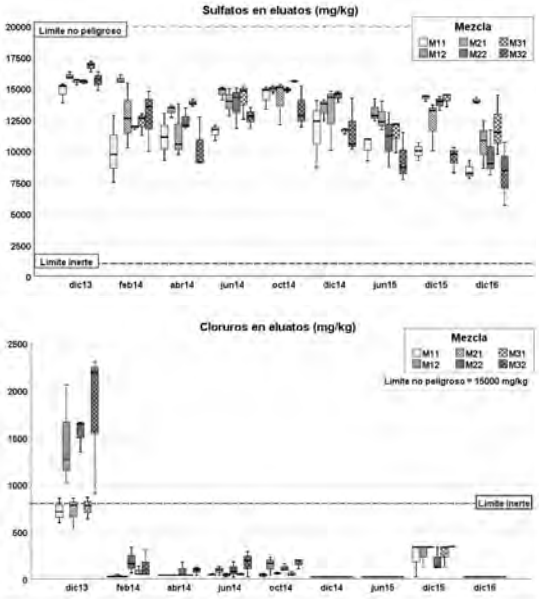


Figura 2. Evolución de sulfatos y cloruros (mg/kg) en eluatos.

La dinámica vista en el cloruro puede deberse a una lixiviación intensa de este ion, dadas sus propiedades, en los suelos. Las concentraciones elevadas detectadas en sulfatos se corresponden probablemente con el elevado porcentaje de RCD (ricos en yesos) presentes en las mezclas. Pese a ello, no se consideraron preocupantes al abundar suelos naturales similares en la península ibérica que forman ecosistemas saludables (gypsófilos). Su evolución se comprobó doblemente al medirse también en los lixiviados recogidos en grifo.

Lixiviados

En el caso de los lixiviados 6 de los 27 parámetros superaron los límites de vertido a cauce. Por un lado, pH (Figura 3), SS, DQO y boro obtuvieron valores altos sólo en 2014, estabilizándose la mayoría de ellos por debajo del límite a partir de enero del 2015 en todas las mezclas. En el caso del hierro (Figura 3) fue al contrario: en los últimos meses la concentración sobrepasó los límites en todas las mezclas siendo la de M21 la que mostró las concentraciones más elevadas. Por último, los sulfatos, superaron el límite sólo los meses de diciembre del 2014 y enero y mayo del 2015, y mayoritariamente en la mezcla M32.

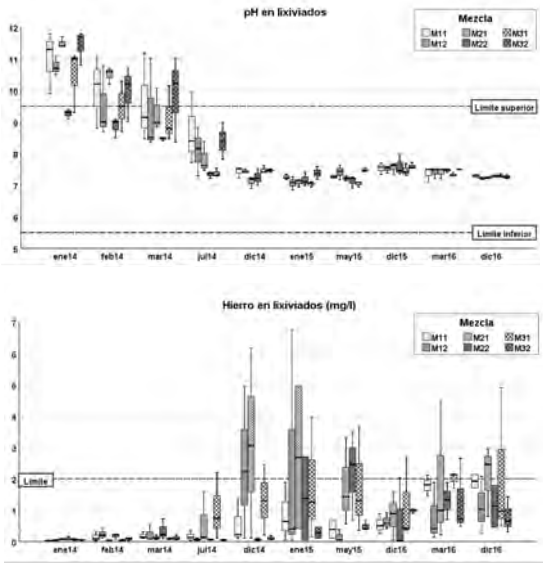


Figura 3: Evolución del pH y hierro (mg/L) en lixiviados.

Análisis de Componentes Principales

El ACP realizado sobre los datos de lixiviado con un total de 24 variables arrojó 5 componentes (Figura 4). El primero explicó el 38,15% de la varianza total mientras que el segundo lo hizo con el 12,19 %. Se comentan a continuación**:**

- El primer componente (eje x) agrupó por un lado los muestreos realizados en el año 2014 y por otro los realizados en 2015 y 2016. Los símbolos que representan las fechas de muestreo de los años 2015 (□) y 2016 (Δ) estaban más agrupados que los del año 2014 (**O**). Esto fue un indicativo de una mayor heterogeneidad de las mezclas el primer año, que tendieron a volverse más similares a partir del año 2015.
- El segundo componente (eje y) estableció una división de las mezclas en función del tratamiento de materia orgánica, pero dado que el porcentaje de la varianza explicado por este componente era significativamente menor al primero (12%) la separación de las mezclas fue más difusa. La posición de las mezclas en el diagrama señaló que los resultados en las analíticas de las mezclas M12, M22 y M32 eran muy parecidos entre sí; que las mezclas M31 y M21 eran muy similares también (pero en menor grado que las anteriores), y que la mezcla M11 era la mezcla más diferente de todas. La posición de las mezclas M12, M22 y M32 sobre los vectores de las variables DQO, fenoles, bario, cobre, cloruros y conductividad eléctrica y la longitud de éstos informó que estas mezclas se caracterizaron por cambios en estos parámetros.

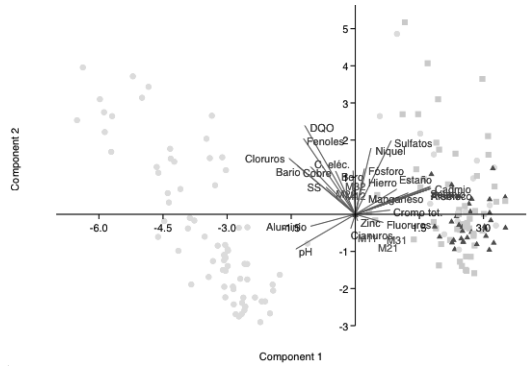


Figura 4: Análisis de componentes principales de los lixiviados.

Conclusiones

Tras tres años de proyecto se concluyó que los tecnosuelos son una alternativa viable para la restauración de parcelas y valorización de residuos. Pese a que algunos parámetros sobrepasaron los límites de las leyes contempladas en el proyecto, la mayoría de ellos mostraron una tendencia a la reducción de sus concentraciones. Además, se pudo comprobar mediante el análisis estadístico como el tiempo y la dosis de materia orgánica utilizada son fundamentales a la hora de entender el comportamiento de los tecnosuelos, de manera que si se establece un año de maduración para el tecnosuelo previo a su instalación en la ubicación final se podría mejorar la estabilidad de los parámetros analizados y reducir los riesgos ambientales. En cuanto a la materia orgánica, las mezclas con una única dosis fueron más estables debido a la menor influencia de los iones aportados por el material bioestabilizado. La mezcla M11 fue la más apta pues globalmente obtuvo menores desviaciones respecto a los límites establecidos.

Referencias bibliográficas

[1] NEIKER. 2012. Efecto acondicionador de bentonitas recicladas sobre la fracción de lodos EDAR: Proyecto de rehabilitación de áreas naturales alteradas. No publicado.

[2] Asensio V, Vega FA, Andrade ML, Covelo EF. 2013. Technosols made of wastes to improve physico-chemical characteristics of a copper mine soil. Pedosphere 23 (1): 1-9.

[5] BOE. 1986. Reglamento Público Hidráulico. R.D 849/1986 de 11 de abril. Boletín Oficial del Estado, no 103, 30 de abril de 1986.

[3] BOPV. 2015. Prevención y corrección de la contaminación del suelo. Ley 4/2015 de 25 de junio. Boletín Oficial del País Vasco, no 32, 24 de julio de 2015.

[4] BOPV. 2009. Regulación de la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero y la ejecución de los rellenos. Decreto 49/2009 de 24 de febrero. Boletín Oficial del País Vasco, no 54, 18 de marzo de 2009.

[6] DOG. 2008. Instrucción técnica de residuos referente a la fabricación de suelos (tecnosoles) derivados de residuos. ITR/01/08 de 8 de enero. Diario Oficial de Galicia, no 18, 25 de enero de 2008.

Aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente sobre suelos agrícolas. Efectos sobre el suelo y la producción de cereal

Application of thermally-dried sewage sludge on agricultural soils. Effects on soil and cereal crop production

Mancho C*, Alonso J, Pérez-Sanz A, Gutiérrez A, Lobo M.C.

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA), Finca "El Encín", A-2, Km 38,2 , 28800 Alcalá de Henares, Madrid, España

*carolina.mancho@madrid.org

Resumen

Se ha evaluado el efecto de la aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente (ST) a dos dosis, 4 y 8 t/ha, sobre las características químicas y el rendimiento productivo de dos suelos agrícolas productores de cereal con diferentes características físico-químicas (A, pH <7 y B, pH >7). La aplicación de lodos produjo un incremento de la producción de cereal en ambos suelos proporcional a la dosis de ST aplicada, aunque el efecto fue menos marcado en el suelo ácido. Los análisis del suelo mostraron que la aplicación de ST no produjo cambios destacados en la composición química cuando se aplicó la dosis de 4 t/ha, observándose incrementos significativos en el contenido de nutrientes cuando se aplicó sobre suelo de pH básico la dosis de 8 t/ha. La aplicación de lodos produjo un incremento del pH en el suelo ácido independientemente de la dosis aplicada. La acumulación de metales pesados en el suelo fue baja a ambas dosis, destacando únicamente el incremento del Zn en todos los casos. La aplicación controlada de lodos de depuradora secados térmicamente al suelo puede ser una alternativa interesante para el reciclado de este tipo de residuo que incremente la producción de cereal mejorando la fertilidad del suelo. En general, el efecto del tratamiento va a estar condicionado por el tipo de suelo.

Palabras clave: Lodos de depuradora secados térmicamente, suelos agrícolas, metales pesados, rendimiento productivo, pH

Abstract

The effect of the application of thermally dried sewage sludge (ST) at two doses (4 and 8 t/ha) on the chemical properties and the yield of two cereal-producing agricultural soils with different physico-chemical properties (A, pH<7 and B,pH>7) was evaluated. The application of ST increases the crop production in both soils. The increase was proportional to the applied dose, being this effect less evident in the acidic soil. Soil analysis showed that the application of ST did not produce significant changes in soil chemical properties when the dose of 4 t/ha was applied, but significant increases in nutrient content were found when the dose of 8 t/ha was applied to pH>7 soil. Application of ST increased the pH of the acid soil. Accumulation of heavy metals in the soil was scarce, highlighting only the increase in Zn in all cases. The controlled application of thermally-dried sewage sludge on the soil could be an interesting alternative for recycling this type of waste favouring soil fertility. In general, the effect of the treatment response will be conditioned by the soil characteristics.

Keywords: thermally-dried sewage sludge, agricultural soils, heavy metals, land yield, pH

Introducción

En la actualidad, las condiciones climáticas y las prácticas agrícolas inadecuadas, entre otros factores, están contribuyendo a la pérdida de la fertilidad del suelo y al agravamiento de los problemas de degradación y erosión.

El empleo de lodos de depuradora se postula como una posibilidad económica y medioambientalmente viable para frenar este tipo de procesos debido al aporte de materia orgánica y nutrientes al suelo que supone la aplicación de estos materiales contribuyendo a la mejora de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas del suelo [1,2] y consecuentemente al aumento del rendimiento de los cultivos en los suelos tratados [3,4].

Sin embargo, un inconveniente del empleo de lodos como fertilizante o como enmienda del suelo es su alto contenido en metales, que podría tener efectos tóxicos sobre las plantas y ser fuente de contaminación debido a su potencial lixiviación a aguas subterráneas [5]. Por estos motivos, y para evitar efectos nocivos sobre el suelo, la vegetación, los animales y los seres humanos, su empleo sobre el suelo está regulado a través de la Orden AAA /1072/2013 que regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario [6]. Esta norma establece los valores límite para las concentraciones de metales tanto en el suelo como en los lodos para uso agrícola.

Todo esto hace necesario que la aplicación de lodos se lleve siempre a cabo conociendo las características del material, del suelo y del cultivo al que va destinado.

El **objetivo** del presente estudio es evaluar el efecto de la aplicación de lodos obtenidos de la depuración de aguas residuales urbanas tratados por secado térmico sobre las características del suelo y el rendimiento del cultivo de cereal en un ensayo en campo.

Materiales y métodos

El estudio se realiza en parcelas experimentales (5 ha) de dos suelos agrícolas localizados en el sudeste de la Comunidad de Madrid con diferente pH, materia orgánica y textura (A franco arcillo-arenoso y B franco arcilloso). En ellas se ha llevado a cabo una aplicación de lodos de depuradora sometidos a un tratamiento previo de secado térmico (ST) a dos dosis diferentes: 4 y 8 t/ha. La aplicación se llevó a cabo con una abonadora centrífuga y se incorporó en los primeros 20 centímetros del perfil utilizando un rotavator un mes antes de la siembra del cereal.

Se tomaron muestras de suelo de las distintas parcelas de forma previa a la aplicación de lodos y al final del ensayo una vez recogida la cosecha del cereal (Tabla 1).

Las muestras de suelos y del lodo tratado fueron analizadas siguiendo los métodos oficiales establecidos por el Ministerio de Agricultura [7]. El contenido en metales se determinó por Absorción Atómica en el extracto obtenido por digestión ácida en microondas.

Tabla 1. Características químicas iniciales de los suelos y del lodo tratado (ST)

	ST	Suelo A	Suelo B
pH	6,5	5,5	8,23
CE (dS/m)	3,2	0,12	0,18
MO (%)	25,9	0,96	1,98
N (%)	3,55	0,07	0,12
P (mg/kg)	20500	36	21
Ca (mg/kg)	32000	1414	4035
Mg (mg/kg)	14500	219	85
Na (mg/kg)	555	19	19

K (mg/kg)	1500	169	208
Cd (mg/kg)	2,2	< LD	< LD
Cr (mg/kg)	116	24,2	34
Cu (mg/kg)	457	7,5	12,6
Ni (mg/kg)	44	9,1	12,9
Pb (mg/kg)	68,5	7	8,6
Zn (mg/kg)	1345	23,4	33,9

La producción de cereal se evaluó mediante el uso de una cosechadora.

Los valores medios de los distintos parámetros en los dos tiempos muestreados se compararon utilizando una prueba de Levene para la igualdad de varianzas y una prueba t para la igualdad de medias con la ayuda del software IBM SPSS Statistic 23.

Resultados y discusión

Efecto sobre el rendimiento del cereal

El efecto de la aplicación de ST sobre el rendimiento del cultivo de las diferentes parcelas puede observarse en la Figura 1. La producción de cereal en estos suelos produjo rendimientos de entre 1600 y 4200 kg/ha.

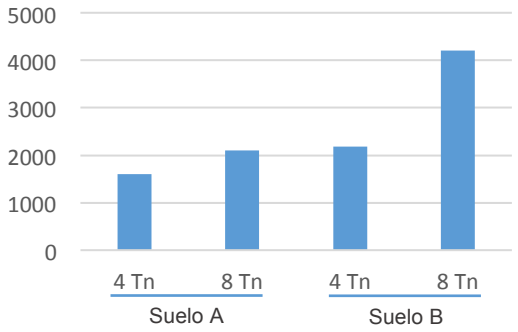


Figura 1. Rendimiento de cereal (kg/ha)

La dosis alta (8 t/ha) de ST produce un notable incremento de la producción en el suelo B, obteniéndose el doble de producción que con la dosis baja (4 t/ha). Este efecto no es tan acusado en el suelo A, donde el incremento de la producción es sólo del 30%. Este efecto sería debido por una parte a la menor fertilidad inicial del suelo A y por otra parte a su pH<7. En suelos con pH bajo hay una tendencia a la inhibición de la nitrificación, lo que habría podido reducir el suministro de este elemento al cultivo.

Efecto sobre el suelo

En la Tabla 2 se exponen los valores medios de los resultados de los análisis de los suelos tratados con ST después de la cosecha.

	Suelo A 4 t/ha	Suelo A 8 t/ha	Suelo B 4 t/ha	Suelo B 8 t/ha
pH	6,21	6,05	7,68	7,33
C.E dS/m	0,16	0,09	0,20	0,26
N (%)	0,06	0,07	0,16	0,22
M.O (%)	0,78	0,86	2,54	3,15
P (mg/kg)	31	35	36	47
Ca (mg/kg)	969	951	4919	5549
Mg (mg/kg)	165	331	91	123
Na (mg/kg)	9	12	8	10
K (mg/kg)	116	124	216	338
Pb (mg/kg)	6,5	10,4	4,9	8,9
Cd (mg/kg)	0,03	0,12	0,12	0,25
Cu (mg/kg)	8,13	10,1	11,65	17,2
Ni (mg/kg)	7,68	8,4	7,9	11,2
Zn (mg/kg)	27,5	31,6	46,5	84,2
Cr (mg/kg)	18,9	19,2	22,6	32,2

Tras la aplicación del ST no se observan tendencias ni cambios muy significativos en las propiedades químicas del suelo. Uno de los principales efectos ha sido la modificación en el pH. Este efecto ha sido diferente en los dos suelos tratados, produciéndose un descenso estadísticamente significativo en el caso del suelo B (suelo de pH básico) y un incremento en el suelo A (suelo de pH ácido). El descenso del pH en suelos básicos también ha sido confirmado por otros autores [8], así como el incremento de pH en suelos ácidos tras la aplicación de lodos de depuradora, atribuyéndolo los

autores del estudio a las altas concentraciones de carbonatos existentes en este tipo de lodos [9]. La conductividad eléctrica tendió a subir tras la aplicación, si bien no se observaron diferencias estadísticamente significativas.

La aplicación de ST no indujo un incremento en los valores de materia orgánica y nutrientes analizados después de la cosecha en el suelo A. El aporte nutricional se ha destinado a la exportación del cultivo así como a las potenciales pérdidas por lixiviación debido a la textura de este suelo. En el caso del suelo B, la aplicación del lodo tratado supone un aumento de la fertilidad del suelo incrementándose notablemente los contenidos de materia orgánica y de nutrientes, sobre todo a la dosis alta.

Tras la aplicación de lodos es de esperar un incremento en la concentración de metales pesados en el suelo. Si bien, solo es reseñable el incremento estadísticamente significativo del Zn en el caso del suelo B, coincidiendo este hecho con otros ensayos publicados [9,10].

Conclusiones

La aplicación de los lodos tratados mostró una respuesta positiva de la producción proporcional a la dosis de ST aplicada, más marcada en el suelo B que en el suelo A que presentaba un pH<7.

La aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente no produjo cambios significativos en la composición química de los suelos agrícolas a la dosis de 4 t/ha. Sí se observa una mejora en la fertilidad de los suelos a la dosis de 8 t/ha. Es destacable el incremento del pH que se produce en el suelo ácido, comportándose la aplicación de este tipo de residuos como un agente mejorante de la fertilidad de suelos ácidos.

La acumulación de metales pesados en el suelo fue baja, siendo únicamente destacable el incremento de Zn observado en todos los tratamientos. En todos los casos, la concentración de metales estuvo muy por debajo de los límites establecidos por la legislación que regula la aplicación de lodos en suelos agrícolas.

La aplicación de lodos de depuradora secados térmicamente puede ser una alternativa interesante para el reciclado de este tipo de residuo, ya que favorece el rendimiento del cultivo de cereal y mejora la fertilidad del suelo, aunque la respuesta del cultivo estará condicionada por las características iniciales del suelo.

Referencias

[1] Gascó G, Martínez-Iñigo MJ, Lobo MC. 2004. Soil organic matter transformation after a sewage sludge application. Electronic Journal of Environmental Agriculture and Food Chemistry. 3(4): 1-9.

[2] Mondal S, Singh, R.D.; Patra, A.K.; Dwivedi, B.S. 2015. Changes in soil quality in response to short-term application of municipal sewage sludge in a typic haplustept under cowpea-wheat cropping system. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management. 4: 37-41.

[3] Barbosa JZ, Poggere GC, Dalpisol M, Serrat BM, Bittencourt S, Vargas Motta AC. 2017.Alkalinized sewage sludge application improves fertility of acid soils. Ciencia E Agrotecnologia. 41(5): 483-93.

[4] Albiach R, Canet R, Pomares F, Ingelmo F. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. Bioresource Technology. 77(2): 109-14.

[5] Nagar R, Sarkar D, Datta R. 2006. Effect of sewage sludge addition on soil quality in terms of metal concentrations. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 76(5): 823-30.

[6] MAGRAMA. 2013, Orden AAA/1072/2013, de 7 de junio, sobre utilización de lodos de depuraciónen el sector agrario.

[7] Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. Métodos Oficiales de análisis para aguas, suelos y fertilizantes. Madrid.

[8] Roig N, Sierra J, Marti E, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. 2012. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: Effects on soil functioning. Agriculture Ecosystems & Environment. 158: 41-8.

[9] Tziachris P, Lekakis E, Zambetoglou K, Metaxa I, Papadopoulos F. 2017. A Case Study of the Effects of Sewage Sludge Application on Soil Properties and Heavy Metal Availability in the Thessaloniki Plain (Greece). Waste and Biomass Valorization. 8(5): 1803-11.

[10] Gavalda D, Scheiner JD, Revel JC, Merlina G, Kaemmerer M, Pinelli E, et al. 2005. Agronomic and environmental impacts of a single application

Influencia del tipo de suelo y uso del mismo en la salinidad de los suelos de la Vega Media del río Segura (Murcia)

Influence of the type of soil and its use in the salinity of Vega Media of Segura River (Murcia) soils

Marín Sanleandro, P*., Gómez García, A.M, Blanco Bernardeau, A., Gil Vázquez, J.M., Alías Linares, A.

Dpto Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Químicas. Universidad de Murcia. *pumasan@um.es

Resumen

La salinización es tal vez uno de los problemas más preocupantes para la agricultura, especialmente en áreas áridas y semiáridas como el sureste peninsular español y junto con la erosión son los procesos de degradación más graves. Los tipos de suelos presentes en el área estudiada son Fluvisoles Calcáricos, abandonados o en cultivo, y Regosoles Calcáricos dedicados a uso industrial. La salinidad de dichos suelos se ha estimado con los valores de conductividad eléctrica del extracto en relación 1:5 (suelo:agua). Posteriormente se analizó la composición salina de dicho extracto para conocer la naturaleza de las sales solubles. En la composición salina de los suelos analizados predomina el calcio, seguido del magnesio y sodio como cationes. En cuanto a aniones, el orden de abundancia es: sulfatos, cloruros y nitratos. El predominio de sulfatos y calcio era de esperar ya que se trata de suelos muy yesosos, en el caso de los Regosoles. El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos puso de manifiesto diferencias significativas entre Fluvisoles y Regosoles, así como entre usos industrial y agrícola. Los valores del RAS no son preocupantes, al igual que la salinización actual, siempre que se controle la calidad del agua de riego y los fertilizantes se aporten en dosis adecuadas.

Palabras clave: salinización, Fluvisoles, suelos de huerta, alcalinización, sales solubles

Abstract

Salinization is perhaps one of the most worrying problems for agriculture, especially in arid and semi-arid areas such as the Spanish peninsular southeast and together with erosion are the most serious degradation problems. The types of soils present in the studied area are Calcáricos Fluvisols, abandoned or cultivated, and Calcaric Regosols dedicated to industrial use.To estimate salinity of these soils, electric conductivity values of the extracts in relation to 1: 5 (soil:water) were obtained. Then the saline composition of these extracts was analyzed to know which soluble salts are present. In the saline composition of the analyzed soils, calcium predominates, followed by magnesium and sodium as cations. As for anions, the order of abundance is: sulfates, chlorides and nitrates. The predominance of sulfates and calcium was to be expected since they are very gypsic soils, in the case of Regosols. The statistical treatment of the results obtained revealed significant differences between Fluvisols and Regosols, as well as between industrial and agricultural use. The values of the RAS are not disturbing, as well as the results obtained for current salinization, as long as quality of irrigation water is controlled and fertilizers are provided in adequated doses.

Keywords: salinization, Fluvisols, orchard huerta, alkalization, soluble salts

Introducción

La salinización es tal vez uno de los problemas más preocupantes para la agricultura, especialmente en áreas áridas y semiáridas, y es que de los 1.500 millones de hectáreas cultivadas en el mundo, el 23% son salinas y de ellas el 37 % son sódicas. Se estima que cerca de 10 millones de hectáreas se abandonan anualmente en el mundo debido al encharcamiento y la salinización de los suelos [1]. En la Península Ibérica se calcula que existen unas 840.000 hectáreas afectadas por este proceso [1]. Estudios realizados en la Región de Murcia, en el Valle del Guadalentín [2] y Campo de Cartagena [3] han puesto de manifiesto la existencia de procesos de salinización en estas zonas de gran interés agrícola y de cierto parecido a la zona de nuestro estudio. En algunos casos la salinidad puede ser de origen natural, cuando procede del lavado y acumulación de sales de relieves salinos próximos o por la presencia de una capa freática salobre en profundidad. Sin embargo, hay claras evidencias de salinidad antrópica, inducida por el riego con aguas de mala calidad agronómica, debido a su alto contenido en sales que es usada para riego de los cultivos; también el uso excesivo de fertilizantes contribuye a este proceso de degradación. Tanji (1990) [4] y Pessarakli (1999) [5] estudiaron extensamente la influencia de la salinidad en la agricultura.

La presencia de sales tiene consecuencias en las propiedades físicas del suelo [6], en su toxicidad y en el posible desequilibrio nutricional que se pueda producir en las plantas que se instalan en el suelo [7].

En este estudio se seleccionó una zona tradicionalmente agrícola, bajo diferentes usos, donde se quería estudiar la presencia, origen y efectos de la salinización. Se localiza en zona periurbana, de huerta tradicional en la que están instalados muy variados cultivos hortofrutícolas, y en zona industrial ya que hay numerosos polígonos industriales. El objeto del presente trabajo es analizar la posible degradación de estos suelos por salinización.

Material y métodos

El área seleccionada para el trabajo ha sido el sector central de la Vega Media del río Segura (Murcia), con una extensión aproximada de 65 km^2 e integrada por los términos municipales de Molina de Segura, Alguazas, Las Torres de Cotillas y Lorquí. Se diseñó una malla de 1x1 km^2 y se realizó un muestreo de 68 muestras de capa arable (30 cm de profundidad).

Se han realizado las determinaciones analíticas necesarias para una adecuada caracterización tipológica de los suelos estudiados según el sistema de IUSS-WRB. (2014) [8]. El estudio estadístico se ha realizado con el paquete estadístico R [9] para analizar si las diferencias observadas entre las muestras respecto a las variables estudiadas eran significativas en cuanto al tipo y uso del suelo, mediante métodos no paramétricos (Kruskal-Wallis y Wilcoxon). Para interpolar los valores de los diferentes parámetros estudiados se ha seleccionado la técnica de distancia inversa ponderada (IDW) en el software QGIS, que también se ha utilizado para la representación cartográfica de los datos [10].

La salinidad del suelo se ha estimado con los valores de conductividad eléctrica en la solución del suelo en relación 1:5 (suelo:agua). En dicho extracto se midieron por cromatografía iónica los aniones: sulfatos, cloruros, nitratos y nitritos; y los cationes: calcio, magnesio, sodio y potasio solubles.

El conocimiento del R.A.S. (razón de adsorción de sodio) nos sirve para diagnosticar los suelos salino-alcalinos. Se ha calculado la razón de adsorción de sodio (R.A.S.) a partir de los valores de sodio, potasio y magnesio.

Resultados y discusión

En la zona estudiada se presentan dos tipos de suelos, que se encuentran en proporción similar: Fluvisoles Calcáricos y Regosoles Calcáricos. Los Fluvisoles tienen un uso agrícola actual o bien se dedicaron a labores de cultivo en el pasado y ahora están en barbecho o abandonados. Los Regosoles Calcáricos están ubicados en polígonos industriales o áreas urbanas. Puntualmente aparecen Solonchaks Háplicos en saladares. Estos suelos han sido estudiados en detalle por Gómez (2015) [11].

Los valores de conductividad eléctrica de la solución del suelo en relación 1:5 son superiores en los Regosoles (1.13 dSm^{-1}) triplicando prácticamente a los de los Fluvisoles (0.48 dSm^{-1}), presentándose diferencias estadísticamente muy significativas entre ellos (p=0.00029) con un nivel de significación de 0.05. En cuanto al uso, se observan diferencias muy significativas entre el uso industrial y los usos abandonado (p = 0.0045) y cultivado (p = 0.0015) mientras que no hay diferencias estadísticas entre los suelos abandonados o cultivados en la actualidad.

En la Figura 1 se puede observar la distribución de los valores de salinidad presentes en la zona. Los valores más elevados aparecen en la parte derecha correspondiendo a los Regosoles. Destaca el valor puntual muy alto de la muestra 48 (6.20 dSm^{-1}) que se trata del único Solonchack muestreado y se encuentra en un saladar natural (“Salar Gordo”) el cual presenta vegetación halófila característica, escaso drenaje y eflorescencias salinas blancas.

Una vez conocida la conductividad eléctrica (CE) se analizaron los iones del extracto 1:5, con un predominio de sulfatos y cloruros entre los aniones siendo los nitratos minoritarios. Entre los cationes predominan sodio y calcio seguidos de magnesio y potasio en mucha menor cantidad. Podemos ver la distribución de los sulfatos y los cloruros en las Figuras 2 y 3.

El calcio es el catión predominante en los extractos salinos (1:5) estudiados, seguido de sodio, potasio y magnesio. Este alto valor para calcio es atribuíble directamente a su elevado contenido en yeso, ya que son precisamente los Regosoles Calcáricos los que tienen valores más elevados (241 mg/l). Se presentan diferencias estadísticamente muy significativas (p= 0.0006466) entre los diferentes tipos de suelos. Los Regosoles tienen un contenido en calcio cuatro veces superior a los Fluvisoles (71.34 mg/l) y de nuevo el Solonchak es la muestra que presenta el mayor contenido con 569.5 mg/l de calcio soluble.

Los valores de R.A.S. calculados a partir de los contenidos en Ca^{+2}, Mg^{+2} y Na^{+}, son bajos en general y no apuntan problemas de alcalinización en ninguno de los casos. La muestra 48, correspondiente al Solonchak, posee un valor de 20 y es la que presenta la excepción.

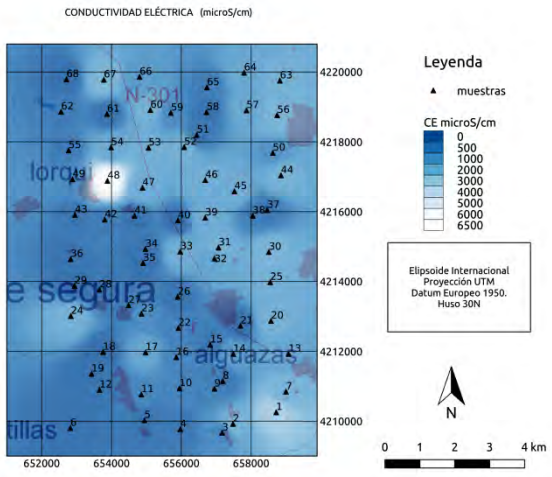


Fig. 1 – Interpolación de la conductividad eléctrica en la zona de estudio.

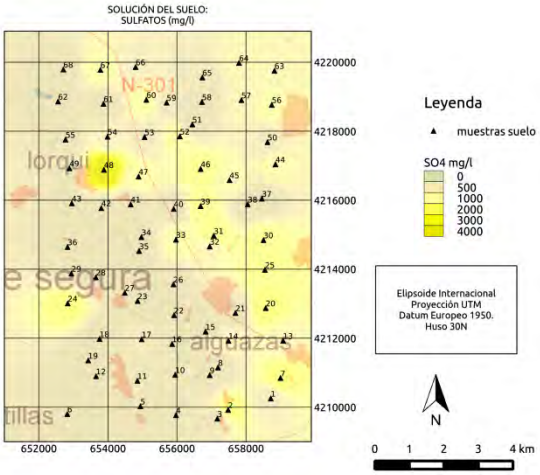


Fig. 2 – Interpolación de los sulfatos en la zona de estudio.

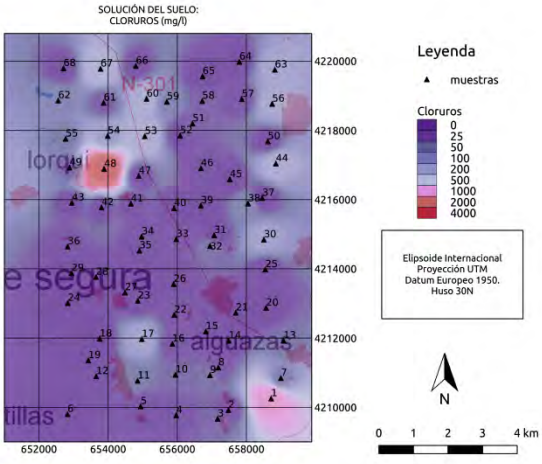


Fig. 3 – Interpolación de los cloruros en la zona de estudio.

Conclusiones

La comarca de Molina de Segura no presenta en la actualidad problemas graves de degradación por salinización. Respecto a los parámetros indicativos de salinidad en el suelo, se presentan diferencias estadísticamente muy significativas ($p<0.001$) en la conductividad eléctrica y los iones solubles calcio, magnesio, nitratos y sulfatos, tanto entre los tipos de suelos como entre los usos de los mismos.

Los valores de R.A.S. calculados son bajos en general y no apuntan problemas de alcalinización en ninguno de los casos.

Se recomienda aplicar fertilizantes de bajo índice salino y utilizar dosis adecuadas que no incrementen la salinidad del suelo. También sería necesario realizar mejoras en las técnicas de riego ya que, debido a las características climáticas de la zona, el tipo de suelo y la calidad de las aguas de riego, debería sustituirse el riego a manta por el riego por goteo, pero controlando las propiedades del suelo ya que al reducir la fracción de lavado se puede incrementar la concentración de sales. Sería interesante introducir variedades de cultivos con mejoras genéticas que toleren mejor la salinidad.

Referencias bibliográficas

[1] Szalbolcs, I. 1989. Salt-affectedsoils. CRC Press, Boca Raton Florida.

[2] Vela de Oro, N. 2002. Estudio de los procesos de salinización en suelos del Valle del Guadalentín (Murcia). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 431 pp.

[3] Arnaldos, R. 2001.Estudio de la salinidad de los suelos del sector centroriental del Campo de Cartagena (Murcia). Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia. 270 pp.

[4] Tanji, K. 1990. Agricultural salinity assessment and management. Tanji, K. (Ed). ASCE manuals and reports on engimeering practices No 71 New York,, EEUU.

[5] Pessarakli, M. (Ed) (1999) Handbook of Plant and Crop Stress. Marcel Dekker, USA.

[6] Richards, L. A. 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Editorial LIMUSA. México.

[7] Porta, J.; López Acevedo, M. y Poch, R. M. 2013. Edafología. Uso y protección del suelo. 3ª Edición. Ediciones Mundi Prensa 607 pp.

[8] IUSS-WRB. 2014. Word Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Resources Reports Nº 106. Roma, Italia. FAO. 181 pp.

[9] R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en:http://www.R-project.org. (Fecha de consulta: 28-12-2015).

[10] Development Team, 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http://qgis.osgeo.org

[11] Gómez García, A. 2015. Caracterización de los suelos de usos agrícola e industrial de la comarca de Molina de Segura (Murcia) para una planificación racional del territorio. Tesis doctoral. 351 pp.

Evaluación de la contaminación residual en los suelos del Corredor Verde del Guadiamar mediante bioensayo con lombriz de tierra (*Eisenia andrei*)

Evaluation of residual contamination in soils of Guadiamar Green Corridor by bioassay with earthworm (Eisenia andrei)

Lorente, Olivia[1]; García, Minerva[1]; Pastor, Rocío[2]; Sierra, Manuel[1]; Martín, Francisco[1*]

[1]Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Granada, España.

(*autor de contacto: fjmartin@ugr.es)

[2]Universidad Nacional Agraria La Molina. Departamento de Recursos Hídricos. Lima, Perú.

Resumen

Casi dos décadas después del accidente de Aznalcóllar y tras la implantación del Corredor Verde del Guadiamar, en la zona siguen apareciendo áreas afectadas por contaminación residual. En este trabajo se ha evaluado la remediación mediante el tratamiento *ex-situ* de biopilas más la adición de vermicompost mediante bioensayo con lombriz de tierra (*Eiseniaandrei*). Se midieron las concentraciones totales, solubles y biodisponibles de elementos traza en suelos contaminados, tratados y sin tratar, y se realizó un bioensayo con *E. andrei* para comprobar la toxicidad potencial del tratamiento de biorremediación aplicado. Los suelos C y O1 presentan pH ácido, alta salinidad y alta concentración de metales pesados. El tratamiento aplicado consigue aumentar el pH, provocando la inmovilización de metales pesados, pero los niveles de salinidad no mejoran. El Sb aumenta en los suelos tratados. El aumento del BAF en suelos con menor concentración total de contaminantes sugiere la existencia de mecanismos de adaptación o exclusión por parte de la lombriz. La variación de peso no resultó concluyente. El tratamiento de biopilas más adición de vermicompost puede resultar adecuado para su aplicación *in-situ*, pero con un seguimiento en el tiempo prestando atención a la evolución de los elementos traza en el suelo.

Palabras clave: Bioensayo, biorremediación, biopilas, *Eisenia andrei*, metales pesados.

Abstract

Almost two decades after the Aznalcóllar accident and after the implementation of the Guadiamar Green Corridor, some sectors affected by residual contamination continue to appear in the area. In this work we have evaluated the *ex-situ* treatment of biopiles plus the addition of vermicompost by bioassay with earthworm (*Eiseniaandrei*). Total, soluble and bioavailable concentrations of trace elements in contaminated, treated and untreated soils were evaluated and a bioassay was conducted with *E. andrei* to assess the potential toxicity of the bioremediation treatment applied to the soils. Soils C and O1 show values of acid pH, high salinity and high concentration of heavy metals. The applied treatments increase the pH, which entails the immobilization of heavy metals, but the salinity levels do not improve. Sb increases in treated soils. The increase of BAF in soils with lower total concentration of contaminants suggests the existence of mechanisms of adaptation or exclusion by the earthworm. The variation in weight was not conclusive. The treatment of biopiles plus addition of vermicompost may be suitable for *in-situ* application, but with a monitoring in time to pay attention to the evolution of trace elements availability in the soil.

Keywords: Bioassay, bioremediation, biopile, *Eisenia andrei*, heavy metals.

Introducción

El accidente de la mina de Aznalcóllar del año 1998 ha sido el mayor vertido minero ocurrido en España y uno de los mayores de Europa de las últimas décadas. Tras el mismo, se realizó un plan de recuperación de los suelos de la zona que culminó con la implantación del Corredor Verde del Guadiamar [1].

Las principales acciones de restauración de los suelos implicaron la aplicación de enmiendas con el fin de reducir la movilidad y biodisponibilidad de los contaminantes y la revegetación extensiva de la zona. Sin embargo, a pesar de las labores de remediación, a día de hoy todavía hay sectores afectados por contaminación residual.

Las zonas residuales de contaminación se manifiestan mediante la aparición de parches desnudos que presentan una estratificación horizontal: zona central desprovista de vegetación, orla 1 con vegetación escasa y orla 2, suelo aparentemente recuperado con mayor diversidad de especies vegetales.

Existen numerosas técnicas para la remediación de suelos contaminados. En este trabajo se aplican técnicas de biorremediación *ex-situ*, combinando biopilas con adición de vermicompot y se eligieron las lombrices para evaluar la contaminación del suelo por elementos traza por ser más susceptibles a la contaminación por metales que otros invertebrados del suelo [2]. Además, poseen características que las convierten en bioindicadores adecuados para la detección de contaminantes químicos.

Material y métodos

La zona de estudio se encuentra situada en la parte norte del Corredor Verde del Guadiamar (Sevilla), muy cerca de donde tuvo lugar la rotura de la balsa de estériles. Mediante imágenes de satélite se identificaron las áreas residuales de contaminación (ARC) y se seleccionaron de forma aleatoria cuatro puntos de muestreo, donde se diferencia estratificación horizontal: parte central (C) con ausencia completa de cubierta vegetal, orla 1 (O1) con vegetación escasa y orla 2 (O2), aparentemente recuperada y con mayor diversidad de especies vegetales.

Dentro de cada ARC se tomó una muestra compuesta por tres muestras simples en cada una de las zonas estratificadas (C, O1 y O2). El suelo fue tomado de 0 a 10 cm de profundidad, porque es donde se produce la mayor concentración de contaminantes.

El diseño del experimento incluye 5 tratamientos procedentes de cada una de las cuatro ARC y los ensayos se han realizado por triplicado, lo que supone un total de 60 unidades experimentales.

- Suelos de centro (C): Control sin tratamiento.
- Suelos de orla 1 (O1): Control sin tratamiento.
- Suelos de orla 2 (O2): Control sin tratamiento.
- Tratamiento TC: Mezcla C+O2 al 50% y adición de 3.33% (en peso) de vermicompost.
- Tratamiento TO1: Mezcla O1+O2 al 50% y adición de 3.33% (en peso) de vermicompost.

Las muestras fueron homogeneizadas, humectadas al 60% de su capacidad de retención, e incubadas a temperatura ambiente durante 4 semanas en condiciones estables de humedad y temperatura.

El ensayo se realizó introduciendo 5 lombrices adultas por cada 500 gramos de muestra y se añadió estiércol de caballo como alimento en el centro de cada contenedor. A las 4 semanas de incubación se extrajeron todas las lombrices de las muestras y se evaluó la supervivencia, la variación de peso, y los índices de bioacumulación y bioconcentración. Los contenedores con las muestras de suelo volvieron a ser incubados durante 4 semanas para evaluar la producción de juveniles.

Para evaluar el grado de toxicidad de los suelos y comparar la influencia de los tratamientos, se determinó el pH, la

conductividad eléctrica y la concentración de elementos totales, solubles y biodisponibles en los suelos, al tiempo que se analizaron las concentraciones totales en los tejidos de las lombrices.

Resultados y discusión

En las muestras sin tratamiento, los valores de pH aumentan de forma gradual a medida que se alejan de la zona central. La conductividad eléctrica muestra una variación inversa. El hecho de que el valor más alto de conductividad eléctrica se dé en los suelos de la zona central se debe a su relación con la intensidad de la contaminación y con el grado de oxidación de los lodos, ya que la oxidación de sulfuros y la consecuente acidificación del medio dan lugar a un incremento de los iones disueltos en la solución del suelo [3]. La acidez impide el desarrollo normal de la vegetación y podría favorecer la movilización de metales pesados, que tienden a estar más disponibles en un ambiente ácido. Existen excepciones como Mo, Se, Cr y con especial atención As, que tienden a ser más móviles a pH alcalino [4].

Las concentraciones de arsénico en las tres zonas (C: 278.5 mg kg^{-1}; O1: 222.5 mg kg^{-1}; O2: 107.4 mg kg^{-1}) superan los NGR establecidos por la Junta de Andalucía, mientras que la concentración de plomo sólo se supera en la zona central (C: 355.1 mg kg^{-1}).

Respecto a la mortalidad, sólo murieron las lombrices del suelo C. La alta tasa de supervivencia se puede deber a factores como disponibilidad de alimento o exposición a diversos micro hábitats, ya que al desplazarse por el suelo entran en contacto tanto con materia orgánica como con suelo contaminado, lo que favorece el desarrollo de mecanismos de exclusión a la contaminación, pudiendo bajar su metabolismo para sobrevivir en condiciones tan adversas [5].

Las lombrices experimentaron una disminución significativa de peso solo en los suelos C. Se produce un aumento paulatino de peso llegando al 34% en los suelos O1 y siendo muy cercano al 50% en los suelos O2, ambos respecto al peso inicial. El resultado de los tratamientos sobre los suelos C y O1, muestra que TC resulta más eficaz que TO1, ya que en este último no se han hallado diferencias significativas con respecto al suelo sin tratar.

El menor porcentaje de producción de juveniles se da en suelos C, mientras que tras el tratamiento mediante biopilas y adición de vermicompost, presentan una tasa de producción de juveniles similar a los suelos O1. El tratamiento de los suelos O1 incrementa la tasa de producción de juveniles con los suelos O2, ya que no hay diferencias significativas entre ambos. Los suelos C y O1 ejercen una influencia negativa disminuyendo significativamente la capacidad de reproducción de las lombrices. En cambio, al ser tratados mediante mezcla con suelo recuperado y vermicompost, muestran una clara mejoría como hábitat para la reproducción. A pesar de esta mejora, el TC resulta insuficiente y muestra signos de toxicidad crónica, ya que reduce la tasa de reproducción de la lombriz en torno a un 50% respecto al suelo recuperado (O2).

La mortalidad no ha resultado ser buen indicador de toxicidad y la variación de peso ha aportado cierta información, pero no ha arrojado un resultado concluyente.

Los factores de bioacumulación (BAF) y bioconcentración (BCF) se emplean para evaluar el riesgo de toxicidad y transferencia de contaminantes en la cadena trófica [6]. Se calculan a partir de las lombrices supervivientes al terminar el bioensayo, por lo que los individuos procedentes del suelo C han sido excluidos.

En la Tabla 1 se observa una relación inversa, de manera que el BAF presenta mayores valores en suelos con menor concentración total de contaminante. Con el BCF sucede lo mismo para Cu y Cd, mientras que para Zn y Pb no se han hallado diferencias significativas.

Tabla 1 – Factor de Bioacumulación (BAF: kg suelo kg^{-1} lombriz) y Bioconcentración (BCF; L kg^{-1} lombriz) para los distintos elementos traza analizados en el tejido de *E. andrei.* Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre subconjuntos homogéneos (test de Duncan, $p<0.05$).

	Factor de Bioacumulación (BAF)					
M	**Cu**	**Zn**	**As**	**Cd**	**Pb**	**Sb**
C	0.053 a	0.224 b	0.025 a	2.705 ab	0.002 a	0.019 a
O1	0.078 ab	0.180 ab	0.036 a	3.575 b	0.005 ab	0.082 ab
O2	0.083 ab	0.160 a	0.078 b	3.435 b	0.007 b	0.097 b
TC	0.084 ab	0.294 c	0.040 a	1.882 a	0.003 ab	0.031 ab
TO1	0.109 b	0.292 c	0.069 b	2.598 ab	0.007 b	0.094 b
	Factor de Bioconcentración (BCF)					
M	**Cu**	**Zn**	**As**	**Cd**	**Pb**	**Sb**
C	3.427 a	1.036	175.7 b	7.740 a	69.06	18.73 ab
O1	35.93 b	5.056	157.8 b	60.10 a	236.37	49.53 b
O2	53.77 cd	304.4	57.01 a	1775.4 b	28.35	15.90 a
TC	64.98 d	1078.2	49.51 a	687.3 ab	197.29	6.33 a
TO1	42.65 bc	797.0	26.83 a	1633.2 b	135.42	22.28 ab

Conclusiones

Los suelos de la zona central (C) y orla (O1) presentan valores de pH ácido, alta salinidad y alta concentración de metales pesados, siendo más acusado en suelos C, lo que puede generar condiciones desfavorables para la colonización espontánea de especies vegetales. El tratamiento aplicado sobre los suelos consigue aumentar el pH, lo que conlleva la inmovilización de metales pesados, reduciendo los valores de toxicidad para Pb y As pese a superar los NGR establecidos en el Decreto 18/2015. Los niveles de salinidad no han mejorado con el tratamiento de biorremediación. En el caso del Sb se produce un aumento en todas las fracciones estudiadas al aplicar el tratamiento sobre los suelos, que podría deberse a la influencia de la materia orgánica sobre la movilidad de este elemento. De las variables estudiadas a partir del bioensayo con *E. andrei*, han aportado resultados determinantes la producción de juveniles y el BAF. El aumento del BAF en suelos con menor concentración total de contaminantes sugiere la existencia de mecanismos de adaptación o exclusión por parte de la lombriz. La variación de peso ha proporcionado cierta información, pero no ha resultado concluyente. El tratamiento de biopilas más adición de vermicompost puede resultar adecuado para su aplicación *in-situ*, pero con un seguimiento en el tiempo prestando atención a la evolución de los elementos traza en el suelo.

Referencias bibliográficas

[1] Arenas, J. M., Carrero, G., Galache, J., Mediavilla, C., Silgado, A., & Vázquez, E. M. 2001. Actuaciones realizadas tras el accidente de Aznalcóllar.

[2] Spurgeon, D. J. & Hopkin, S. P. 1996. Effects of Metal-Contaminated Soils on the Growth, Sexual Development, and Early Cocoon Production of the EarthwormEiseniafetida, with Particular Reference to Zinc.Ecotoxicology and environmental safety, 35(1): 86-95.

[3] Martín, F., Romero-Freire, A., García, I., Sierra, M., Ortiz, I., Simón, M. 2015. Long-term contamination in a recovered area affected by mining spill. Science of the Total Environment, 514: 219-223.

[4] Aguilar, J., Dorronsoro, C., Galán, E., & Gómez, J. L. 1999. Criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía. Investigación y desarrollo medioambiental en Andalucía, pp. 45-59.

[5] Langdon, C. J., Hodson, M. E., Arnold, R. E., & Black, S. 2005. Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test. EnvironmentalPollution, 138(2): 368-375.

[6] Smith, B. A., Egeler, P., Gilberg, D., Hendershot, W., & Stephenson, G. L. 2010. Uptake and elimination of cadmium and zinc by Eiseniaandrei during exposure to low concentrations in artificial soil. Archives of environmental contamination and toxicology, 59(2): 264-273.

Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de arsénico entre los horizontes de un suelo de turbera

Comparative study of the capacity of arsenic adsorption between the horizons of a peatland soil

Martínez, F.J.*; Aguilar, A.; García, M.; Martín, F.J.

Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Granada, Campus Fuentenueva s/n, 18001, Granada, España
(autor de contacto: fjgarzon@ugr.es)

Resumen

El número de minas, la cantidad de mineral procesado y, por tanto, la cantidad de aguas residuales mineras ha aumentado en las últimas décadas constituyendo una fuente de contaminación de suelos y de aguas al contener altas concentraciones de elementos contaminantes como el arsénico. En España, el ejemplo más representativo es el ‘‘Desastre de Aznalcóllar’’; donde pese a la gran intervención de descontaminación acometida aún existe contaminación residual. Es necesario contar con herramientas eficaces para actuar ante posibles situaciones futuras. En este sentido, algunos estudios muestran el poder de adsorción de metales y metaloides por los suelos de turbera. En este trabajo se caracteriza el Histosol térrico que es el suelo representativo de la turbera del Agia (El Padul, Granada) y se determina la capacidad de adsorción de sus horizontes turbosos y del horizonte carbonatado frente al As presente en soluciones contaminantes. Se comprueba que el horizonte carbonatado presenta mayor capacidad de adsorción en comparación con los horizontes turbosos, siendo la reducción de la concentración de As soluble superior al 90% en todos los casos.

Palabras clave: Arsénico, turbera, adsorción, remediación de suelos.

Abstract

The number of mines, the amount of ore processed and, therefore, the amount of mine wastewaters have been increasing in recent decades constituing a source of soil and water contamination by high concentrations of harmful substances such as arsenic. In Spain, the most representative example is the ‘‘Aznalcóllar Disaster’’, where in spite of the great decontamination intervention undertaken there is still residual contamination. It is necessary to have effective tools to act against possible future situations. In this sense, some studies show the adsorption capacity of metals and melaoids by peatland soils. In this study the Histosol terric is characterized, which is the representative soil of the peatbog of Agia (El Padul, Granada) and the adsorption capacity of this soil is assessed against the As in pollutant solutions. The carbonated horizon shows better adsorption capacity in comparison with the peaty horizons, with a reduction of the soluble As concentration higher than 90% in all cases.

Keywords: Arsenic, peatland, adsorption, soil remediation.

Introducción

La contaminación por As provoca alteraciones en el equilibrio y en las características medioambientales y representa un serio problema para la salud humana debido a su alto potencial tóxico y carcinógeno.

La contaminación del agua por As es un grave problema para la salud pública a nivel mundial al amenazar a más de 150 millones de personas, de las cuales unos 110 millones viven en países de Asia como Bangladesh, China, India, Taiwán y Vietnam [1]. En España, la Faja pirítica ibérica representa un foco potencial de contaminación por As para numerosas cuencas hidrológicas. Basta recordar el accidente de Aználcollar donde se produjo un vertido de 36 x 10^5 m^3 de aguas ácidas y 9x10^5 m^3 de lodos tóxicos a los ríos Agrio y Guadiamar en 1998 [2]. En este vertido, entre otros elementos contaminantes el As era uno de los principales, con una concentración media de 4953 mg kg^{-1} en lodos y en aguas de 2 µg L^{-1} [3]. En la actualidad existen pequeñas áreas de contaminación residual en el Corredor Verde del Guadiamar al encontrarse suelos contaminados con pH ácido y altas concentraciones de As, Pb, Cu y Zn [4].

Por ello, es esencial la recuperación de áreas contaminadas para prevenir el deterioro del medio ambiente y evitar la exposición al As de los seres vivos [5]. En el caso de aguas contaminadas con As, existen diversas técnicas de descontaminación. Abordamos aquí el uso de los suelos de turbera como técnica de descontaminación. En este sentido, existen antecedentes en otros países que muestran la capacidad de los suelos de turbera de adsorber el As presente en agua, como es el caso de la turbera de Gola di Lago que tras pasar por ella una corriente con una concentración de hasta 400 µg As L^{-1} disminuye su concentración hasta 2 µg As L^{-1} [6]. En la turbera de la Laponia Finlandesa se tratan aguas de drenaje de una mina de oro cercana que presentan altos niveles de As con eficacias de retención cercanas al 95% [7]. Otra técnica de descontaminación de suelos y aguas es el uso de Tecnosuelos, ejemplos de ellos serían los trabajos de Jordan y colaboradores [8], Santini y Frey [9], y Rivas-Pérez y colaboradores [10] en la mina As Pontes (La Coruña).

En este trabajo se plantean dos objetivos fundamentales; el primero caracterizar el suelo representativo de la turbera del Padul (Granada) y el segundo evaluar la capacidad de remediación por los horizontes de este suelo a partir de soluciones contaminadas con As.

Material y métodos

El suelo de la turbera del Padul se localiza en el Valle de Lecrín en Granada (37º00' N / 03º36' W; altitud: 720–760 m) y procede de los restos de un sistema fluvial de inundación formado por la subsidencia de una fosa tectónica de relleno sedimentario. El clima es Mediterráneo continental y la vegetación se caracteriza por macrófitos y plantas vasculares acuáticas, helófitos y saucedas, choperas y olmos en los bordes. Los suelos de la turbera son Histosoles, y la mayoría se clasifican como Histosoles térricos; presentando alternancia de capas carbonatadas y no carbonatadas [11].

El muestreo se realiza con tres pseudoréplicas por horizonte y posterior mezcla para su homogeneización. Las muestras se secan, muelen y pasan por un tamiz de 2 mm.

Las determinaciones analíticas realizadas son: pH en relación suelo:agua 1:2.5 y conductividad eléctrica (CE) en extracto suelo:agua 1:5 con pH/conductivímetro 914 Metrohm, carbono orgánico (CO) mediante el método de Tyurin (Tyurin, 1951), carbonato cálcico equivalente ($CaCO_3$) por gases volumétricos (Barahona, 1984), textura mediante el método de la pipeta de Robinson (Soil Conservation Service, 1972), humedad mediante el método de la membrana de Richards (Richards, 1947), contenido en fósforo asimilable mediante el método Olsen (Olsen et al., 1954), bases y capacidad de intercambio catiónico (CIC) según Soil Conservation Service (1972), contenido en N y C total mediante un LECO® TruSpec CN (St. Joseph, MI,

EE.UU.), aniones solubles mediante cromatografía iónica en Dionex DX-120 sobre extracto suelo:agua 1:5, contenido en Fe, Al y Mn soluble mediante ICP-OES, contenido en Fe total con espectrometría de absorción atómica en Varian SpectrAA 220FS y As total mediante ICP-MS, en ambos casos previa digestión ácida.

Para determinar la capacidad de adsorción de As por los horizontes del suelo se aplican 4 tratamientos por triplicado consistentes en la adición de soluciones contaminantes de 0, 50, 100 y 200 µg L^{-1} de As tanto a la mezcla de los horizontes turbosos (T0, T50, T100 y T200) como al horizonte carbonatado (S0, S50, S100 y S200). Seguidamente se agitan durante 24 h y se filtran separando suelo y lixiviado. En el lixiviado se mide pH, CE y contenido en As soluble.

La distribución normal de los datos se verifica mediante el test de Kolmogorov–Smirnov, las diferencias estadísticas ($p<0.05$) se determinan a partir del análisis de varianza, y se realizan comparaciones múltiples con la prueba de Tukey.

Resultados y discusión

Descripción y caracterización del suelo

En orden secuencial desde la superficie del suelo hacia abajo se distinguen los siguientes horizontes. En los primeros 35 cm hay un horizonte mineral con gran acumulación de materia orgánica (Ah), entre 35 y 45 cm el horizonte es de material orgánico no descompuesto (2H) que entierra a un horizonte con acumulación de carbonatos poco alterado (2Ck) que llega hasta 200 cm, por debajo hasta 400 cm aparece otro horizonte con material orgánico no descompuesto (3H), hasta 600 cm se encuentra un horizonte mineral poco afectado por la edafogénesis (3C), el cual entierra a otro horizonte rico en materia orgánica no descompuesta (4H) con un espesor de 200 cm, y por último un horizonte poco meteorizado con acumulación de carbonatos (4Ck) de espesor desconocido.

En el cuadro 1 se resumen las características de los horizontes del suelo de la turbera.

Tabla 1 – Características químicas, físico-químicas y físicas de los horizontes del suelo de turbera.

	Ah	2H + 3H + 4H	2Ck	3C
pH 1:2.5	7.99	3.50	7.86	6.00
CE 1:5	2.94	10.26	2.81	3.45
CO	5.97± 0.69	19.85 ± 0.25	1.09± 0.02	7.28 ± 0.32
$CaCO_3$	90.10± 0.75	n.d.	93.93± 1.50	0.44± 0.12
CEC	28.05 ± 0.05	61.59 ± 1.59	14.69 ± 0.70	44.91 ± 1.01
Ca^{2+}	22.14± 1.81	29.49± 0.90	4.68 ± 2.61	26.19 ± 0.99
Mg^{2+}	4.56 ± 0.003	31.58± 0.99	9.08 ± 0.16	17.26 ± 0.30
Na^{+}	0.06 ± 0.03	0.52 ± 0.10	0.69 ± 0.04	1.00 ± 0.22
K^{+}	1.28 ± 0.03	0.003± 0.001	0.25 ± 0.04	0.46 ± 0.22
P asimilable	41.35 ± 8.24	56.27 ± 0.35	1.88± 0.49	24.64 ± 2.22
N T	0.31	2.08	0.07	0.38
C T	46.17	21.01	12.51	39.58
Fe W	0.16 ± 0.03	22.37 ± 8.20	0.12 ± 0.01	0.13 ±0.004
AlW	0.09 ± 0.01	333.26 ± 108.60	0.07 ± 0.007	0.07 ±0.002
Mn W	0.03± 0.002	7.00± 2.08	n.d.	< 0.02
Fe T	3.04	31.56	3.76	27.70
As T	16.46	23.89	6.90	18.68
Arena	10.83	-	16.00	6.21
Limo	54.97	-	52.90	57.00
Arcilla	34.20	-	31.10	36.79
Cl^{-}	102.85	239.2	100.10	100.65
NO_3^{-}	52.25	n.d.	50.60	53.9
SO_4^{2-}	26336	175224	26421	36694
Agua útil	25.10	10.80	12.68	18.16

CE se expresa en dS m^{-1}, C.O. en %, $CaCO_3$ en %, bases de cambio y CIC en $cmol_{(+)}$ kg^{-1}, P asimilable en mg L^{-1}, N y C total en %, Fe, Al y Mn solubles en mg L^{-1}, Fe total en g kg^{-1}, As total en mg L^{-1}, arena, limo y arcilla en %, aniones solubles en mg L^{-1} y en agua útil en %. T - total, W – soluble, n.d. – No detectable.

Evaluación capacidad de adsorción de As por los horizontes del suelo

En la Fig. 1 se puede observar que la capacidad de adsorción de As fue mayor en el horizonte carbonatado (S) respecto de los horizontes turbosos (T). Los porcentajes de reducción en la concen-

tración de As soluble en agua en los tratamientos respecto a los suelos sin contaminar son: T50 – 73.94%, T100 - 99.86%, T200 - 99.01%; S50 - 97.80%, S100 - 98.24%, S200 - 98.74%. Estos porcentajes han sido calculados teniendo en cuenta la concentración de As inicial en el suelo (S0, T0).

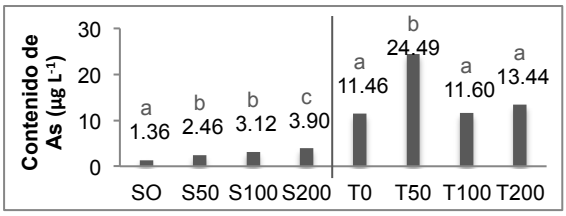


Fig. 1 – Contenido de As en lixiviado tras contacto con horizonte carbonatado (S) y horizontes turbosos (T) de los tratamientos (0, 50, 100 y 200 µg L^{-1} As).

La mayor concentración de As soluble en los horizontes turbosos puede ser debida a su acidez, ya que a pH menores de 5 la solubilidad del hierro y del aluminio es mayor, los cuales actúan como puentes de unión entre el As de la solución del suelo y los coloides [12], produciéndose así una mayor desorción de arsenitos. Es destacable la mayor concentración de As en el tratamiento de 50 µg L^{-1} usando los horizontes turbosos (T50), la cual se puede deber al alto contenido en sulfatos en estos horizontes, ya que compiten con el As por las posiciones de cambio [13], siempre que las concentraciones de As no sean muy elevadas ya que se reduce la influencia de los sulfatos.

4. Conclusiones

1. El suelo estudiado presenta una alta salinidad, relacionada con un alto contenido en sulfatos. En estas condiciones, el As compite con los sulfatos por las posiciones de cambio, especialmente a concentraciones bajas de As.

2. La acidez de la turba puede explicar las mayores concentraciones de As en el agua en relación al horizonte carbonatado. En este sentido, la presencia de carbonatos y un pH básico parecen tener gran influencia en la reducción de la movilidad del As.

Referencias bibliográficas

[1] Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Pratap, V.S., Mohan, S.P. 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. Ecotox. Environ. Safe., 112: 247-270.

[2] Aguilar, J., Bellver, R., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., Ortiz, I., Simón, M. 2003. Contaminación de suelos por el vertido tóxico de Aznalcóllar. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

[3] Martín, F.; Simón, M.; Arco, E.; Romero, A.; Dorronsoro, C. 2012. Arsenic behaviour in polluted soils after remediation activities. pp.: 201-216. In: Soil health and landuse management. Ed. InTech.

[4] García–Carmona, M., Romero–Freire, A., Sierra, M. A., Martínez, F.J.G., Martín, F.J.P. 2017. Evaluation of remediation techniques in soils affected by residual contamination with heavy metals and arsenic. J. Environ. Manage.,191: 228–236.

[5] Pavel, L., Gavrilescu, M. 2008. Overview of ex situ decontamination techniques for soil cleanup. Environ. Eng. Manag. J., 7 (6): 815-834.

[6] Gonzälez A, Z.I., Krachler, M., Cheburkin, A.K., Shotyk, W. 2006. Spatial distribution of natural enrichments of As, Se y U in a mineratrophic peatland. Environ. Sci. Technol., 40 (21): 6568–6574.

[7] Palmer, K., Ronkanen, A-K., Kløve, B. 2014. Efficient removal of As, Sb and Ni from mine wastewaters in Northern treatment peatlands and potential risks in their long-term use. Ecol. Eng., 75: 350–364.

[8] Jordán, M.M., García–Sánchez, E. Almendro–Candel, M.B., Pardo, F., Vicente, A.B., Sanfeliu, T., Bech, J. 2017. Technosols designed for rehabilitation of mining activities using mine spoils and biosolids. Ion mobility and correlations using percolation columns. Catena, 148: 74–80.

[9] Santini, T., Frey, M.V. 2016. Assessment of Technosol formation and in situ remediation in capped alkaline tailings. Catena, 136, 17–29.

[10] Rivas-Pérez, U.M., Fernández-Sanjurjo, M.J., Núñez – Delgado, A., Macías, F., Monterroso, C., Álvarez-Rodríguez, E. 2016) Aluminum fractionation and speciation in a coal mine dump: Twenty years of time-course evolution. Geoderma, 273: 45–53.

[11] Sierra, C., Ortega, E., Roca, A., Saura, I., Asensio, C. 1992. Mapa de suelos Padul – 1026. Escala 1:100.000. Revisatlas, S.A.

[12] O'Neill, P. 1995. Arsenic. En: Heavy metals in soils (2nd ed.) B.J. Alloway (Ed.), pp. 105–121. Glasgow, UK.

[13] Ansone – Bertina, L., Klavins, M. 2016. Sorption of V and VI group metalloids (As, Sb, Te) on modified peat sorbents. Open Chem., 14: 46–59.

La importancia del manejo post-incendio en las propiedades del suelo: un caso de estudio en el Parque Natural del Montgó (E España)

The importance of post-fire management on soil properties: a study case in Montgó Natural Park (E Spain)

Arcenegui, Victoria[1*]; Mataix-Solera, Jorge[1]; Alagna, Vincenzo[2]; García-Orenes, Fuensanta[1]; Palma, Antonio[1]; Lopez-Caravaca, Alba[1]; Mataix-Beneyto, Jorge[1]

[1] Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Elche, Spain *v.arcenegui@umh.es

[2] Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università degli Studi di Palermo, Palermo, Italy

Resumen

En ambientes mediterráneos el manejo post-incendio es clave para controlar el impacto del fuego en las propiedades del suelo y la recuperación de la cubierta vegetal. Actividades habituales como la extracción de madera quemada pueden provocar una degradación del suelo, pero este efecto no será el mismo dependiendo de cómo, cuándo y sobre qué tipo de suelo se realice, es por tanto necesario tener más estudios del impacto de este manejo en diferentes condiciones. Por otro lado hay estudios que apuntan a que la aplicación de acolchados sobre el suelo son efectivas en la protección del suelo y reducción de tasas de erosión, pero hay pocos estudios sobre el efecto en las propiedades del suelo. En este estudio comparamos estos tratamientos frente a controles (quemados sin actuación) en las propiedades de un suelo Mediterráneo afectado por un incendio forestal. Los resultados muestran que a corto plazo la extracción de madera quemada tuvo un impacto negativo en el contenido de materia orgánica del suelo y en la actividad microbiana. El tratamiento con mulch supuso a medio plazo una mejora en el contenido de nitrógeno y en la capacidad de retención hídrica del suelo.

Palabras clave: incendio, manejo post-incendio, propiedades del suelo, extracción de madera, mulch.

Abstract

In Mediterranean environments, post-fire management is key to controlling the impact of fire on soil properties and the recovery of vegetation cover. Common activities such as the extraction of burned wood (salvage logging) can provoke soil degradation, but this effect will not be the same depending on how, when and on what type of soil is applied, it is therefore necessary to have more studies of the impact of this management in different conditions. On the other hand there are studies that suggest that the application of mulch on the soil is effective in protecting the soil and reducing soil erosion rates, but there are few studies on the effect on soil properties. In this study, we compared these treatments against controls (burned without action) in the properties of a Mediterranean soil affected by a forest fire. The results show that in the short term the salvage logging had a negative impact on soil organic matter content and microbial activity. An improvement in the nitrogen content and in the soil water holding capacity of the soil was observed in the medium term.

Keywords: fire, post-fire management, soil properties, salvage logging, mulch.

Introducción

Los incendios forestales han sido y son agentes modeladores del paisaje en los ecosistemas Mediterráneos. Además estos ecosistemas han sido influenciados por el hombre durante miles de años, modificando el territorio para su uso y aprovechamiento [1]. El efecto de los incendios sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo ha sido estudiado por muchos autores [2]. Los efectos pueden ser directos e indirectos y dependientes de la intensidad del mismo. Los incendios pueden aumentar la escorrentía y la erosión del suelo principalmente durante los primeros días y meses después del incendio, cuando el suelo está aún desnudo. En el Mediterráneo, se da la característica que la mayoría de los incendios ocurren en verano, en la época más seca, previa a los meses con más riesgo de lluvias torrenciales (septiembre-octubre). La ausencia de vegetación después de un incendio puede tener consecuencias muy graves de pérdida de suelos y degradación del mismo [3]. Todo esto hace que sea imprescindible aplicar tratamientos de emergencia post-incendio para estabilizar y reducir las pérdidas de suelo, y facilitar la recuperación de la cubierta vegetal, y al mismo tiempo evitar manejos inadecuados que promuevan la degradación del suelo.

La evaluación de diferentes técnicas post-incendio se hace crucial para conocer el impacto que tienen sobre el suelo, y comprender cuál es el mejor manejo después del fuego. Entre las técnicas más utilizadas, se suele utilizar el acolchado o mulch empleando para ello diferentes materiales como paja o restos actividades selvícolas como astilla de madera [4] y [5]. En un estudio encontraron una reducción de la erosión del suelo donde aplicaron mulch frente al quemado no tratado el primer año después del incendio [6].

En otro estudio [4] se comprobó que el mulch de paja aplicado a una tasa de 2 Mg/ha consiguió cubrir el 80 % del suelo mientras que la aplicación de 4 Mg/ha de mulch de astilla sólo proporcionó una cobertura del 45 %. Esto dio como resultado que sólo el mulch de paja redujera significativamente las pérdidas por erosión (66 %) en comparación con un control no tratado durante el primer año post-incendio.

Una actuación frecuente en zonas quemadas es la saca de madera, la cual dependiendo de cómo se realice, cuando, y otros factores como el tipo de suelo puede tener consecuencias más negativas que el propio incendio [7]. Se ha comprobado que el efecto de la extracción de madera quemada utilizando maquinaria pesada y arrastre de troncos sobre la superficie del suelo en una zona forestal quemada 2 años después de la saca tuvo consecuencias muy negativas para el sistema suelo-planta [7] y [8]. Siguen siendo necesarios sin embargo más estudios sobre este manejo frente a una recuperación natural. Este tema es de máximo interés, más aún cuando sabemos que en muchos casos la expectativa de la recuperación natural es buena y la recomendación a veces es no actuar. El objetivo de este estudio es conocer el efecto de diferentes manejos post-incendio (aplicación de mulch y saca de madera) en las propiedades de un suelo mediterráneo a corto y medio plazo.

Material y métodos

Zona de estudio

En septiembre de 2014 tuvo lugar un incendio forestal que afectó a más de 500 ha en el Parque Natural del Montgó (Jávea – Denia, Provincia de Alicante). La zona presenta un clima típico Mediterráneo, con temperaturas medias de 18ºC y una precipitación media anual entre 500-600 mm. La vegetación arbórea predominante era *Pinus halepensis* con especies típicas de matorral mediterráneo (*Pistacia lentiscus, Ulex parviflorus, Chamaerops humilis*, etc.). La topografía es aterrazada (bancales de piedra seca) como consecuencia anterior del uso del suelo, agrícola, el cual se abandono hace mas de 5 décadas. El suelo de la zona de estudio es un Xerorthent lítico [9] desarrollado sobre calizas margosas.

Diseño experimental

A los tres meses del incendio se realizaron diferentes tratamientos post-incendio de manera experimental. Un tratamiento consistió en la aplicación de un acolchado sobre el suelo "mulch" utilizando para ello astilla de madera resultante de los tratamientos selvícolas. Otro tratamiento consistió en la extracción de madera quemada para lo cual en este caso no se realizó arrastre de troncos sobre al superficie del suelo ni empleo de maquinaria pesada. Tras trocear los troncos se retiraron manualmente fuera de la zona esperimental.

Se delimitaron tres parcelas para monitorización por cada tratamiento incluyendo también controles (area quemada sin tratamiento), 9 parcelas en total. Se realizaron muestreos a los 0 (M1), 5 (M2), 12 (M3) y 36 meses (M4) desde la aplicación de los tratamientos. En cada muestreo se tomaron 9 muestras de los primeros 5 cm de suelo mineral por tratamiento (3 réplicas por parcela). En total se analizaron 108 muestras de suelo. En campo se midió la repelencia al agua (RA) por el método del test de penetración de la gota de agua.

Parámetros analizados

Las muestras de suelo fueron secadas a temperatura ambiente y tamizadas a < 2 mm. Una porción se tamizó entre 4-0.25 mm para determinar el porcentaje de agregados estables.

En el laboratorio se analizaron los siguientes parámetros: materia orgánica oxidable (MO), estabilidad de agregados (EA), nitrógeno (N), capacidad de campo (CC), carbono de la biomasa microbiana (CBM) y respiración edáfica basal (REB).

Resultados y discusión

Los resultados muestran que el contenido de MO disminuye con el tiempo y a los 5 meses desde los tratamientos (8 meses desde el incendio) en todas las parcelas. En los muestreos siguientes, éste permanece estable en las parcelas control y en las de mulch, pero continua disminuyendo en las parcelas de saca llegando a alcanzar valores de un 50% de reducción con respecto a los otros tratamientos (Figura 1a). Esta reducción es mayor de la que se ha podido observar como consecuencia directa de incendios de alta intensidad [10], y es principalmente atribuíble a procesos erosivos que son mucho más acentuados en la zona donde se ha eliminado la madera quemada [6]. A pesar de que la topografía es aterrazada y que la extracción de madera no se realizó de manera tan agresiva como cuando se emplea maquinaria pesada y arrastre de troncos, los resultados de este tratamiento en cuanto a este parámetro fueron muy negativos. Los procesos erosivos pudieron ser también favorecidos por una presencia de repelencia al agua clasificada entre severa durante el primer año de estudio, desapareciendo el en último muestreo.

No se observaron diferencias estadísticamente significativas, sin embargo, para el CBM y la EA en el periodo de estudio, ni entre tratamientos, con valores de EA por encima del 85 %, característicos de este tipo de suelo con elevado porcentaje de arcilla, carbonatos y óxidos de hierro que actúan como agentes cementantes del suelo [11]. El N se mantuvo bastante estable durante todo el periodo de estudio aumentando ligeramente en el último muestreo siendo algo mayor en las parcelas tratadas con mulch.

En cuanto a la CC, se obtuvieron los valores más bajos en el muestreo 2 y 3, recuperándose los valores iniciales en el muestreo 4, y siendo significativamente mayores en el tratamiento con mulch (Figura 1b), siendo este uno de los objetivos de este tratamiento, proteger el suelo y aumentar la capacidad de retención de agua [6]. La REB también disminuyó en los muestreos 2 y 3 y aumentó en el muestreo 4 excepto para el tratamiento de saca cuyos valores no se llegan a recuperar en el periodo de estudio (Figura 1c).

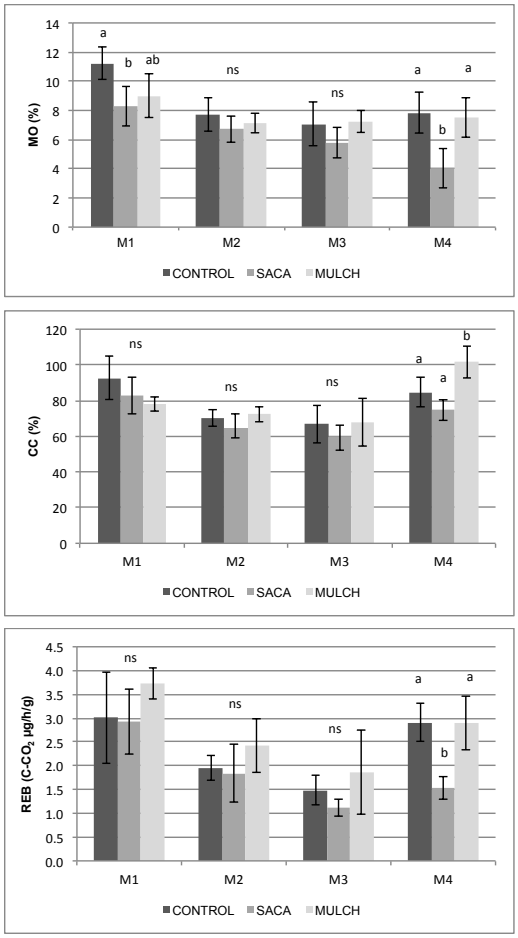


Fig. 1 – Evolución temporal de tres de los parámetros estudiados: a) contenido de materia orgánica en los 5 primeros cm de suelo mineral; b) Capacidad de campo, y c) Respiración edáfica basal. Para cada muestreo letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$); ns: no significativo.

Conclusiones

El fuego ha provocado a corto y medio plazo de manera indirecta una disminución del contenido de materia orgánica del suelo atribuíble principalmente a un aumento de las tasas de erosión. Este descenso del contenido de materia orgánica se ha visto acentuado en las parcelas donde se realizó la extracción de madera quemada y se ha mantenido estable donde se aplicó mulch de astilla de madera. La extracción de madera quemada ha supuesto también un descenso de la actividad microbiana del suelo. La aplicación de mulch ha mejorado a medio plazo la capacidad de retención de agua del suelo y el contenido de nitrógeno, sin detectarse cambios signifi-cativos en el resto de propiedades estu-diadas respecto al tratamiento control.

Agradecimentos

Los autores agradecen la financiación de los proyectos “POSTFIRE” (CGL2013-47862-C2-1-R), y “POSTFIRE_CARE” (CGL2016-75178-C2-1-R) financiados por la Agencia Estatal de Investigación (AEI) y por la Unión Europea a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), al Parque Natutral del Montgó y a Botánica Mediterránea S.L por su colaboración.

Referencias bibliográficas

[1] McNeil, J. 1992. The mountains of the Mediterranean world. An environmental history. Cambridge University Press, pp 423.

[2] Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. OECOLOGIA 143: 1–10.

[3] Cerdà, A. 1998. Changes in overland flow and infilltration after a rangeland fire in a Mediterranean scrubland. HYDROL. PROCESS. 12: 1031-1042.

[4] Fernández, C., Vega, J.A., Jiménez, E., Fonturbel, T. 2011. Effectiveness of three postfire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain). Int. J. WILDLAND FIRE 20: 104–114.

[5] Robichaud, P. 2009. Using erosion barriers for post-fire stabilization**.** A. Cerdá, P. Robichaud (Eds.). Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. Science Publishers (2009), pp. 337-352.

[6] Bautista, S., Bellot, J., Vallejo, VR. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. ARID. SOIL RES. REHAB. 10: 235-242.

[7] García-Orenes, F., Arcenegui, V., Chrenková, K., Mataix-Solera, J., Moltó, J., Jara-Navarro, AB., Torres, MP. 2017. Effects of salvage logging on soil properties and vegetation recovery in a fire-affected Mediterranean forest: A two year monitoring research. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 586: 1057-1065.

[8] Pereg, L., Mataix-Solera, J., McMillan, M., García-Orenes, F. 2018. The impact of post-fire salvage logging on microbial nitrogen cyclers in Mediterranean forest soil. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 619-620: 1079-1087

[9] Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 12th ed. NRCS, Washington, DC.

[10] Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Moral, R. 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in a Mediterranean environment. INT. J. WILDLAND FIRE 11: 107-114.

[11] Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arceneguia, V., Jordán, A., Zavala, LM. 2011. Fire effects on soil aggregation: A review. EARTH-SCIENCE REVIEWS 109: 44-60.

Proyecto de innovación docente: Degradación y restauración de ambientes meditarráneos (Erasmus + project)

Land Degradation and Rehabilitation in Mediterranean Environments (Erasmus + project)

Merino, Agustín*[1], Omil, Beatriz[1], Ferreira, Teresa[2], Rodríguz-González, P. M., Pinto, Luisa[3], Masciandaro, Grazia[4], Virgili, Giorgio[5], Evelpidou, Niki[6], Miliou, Anastasia[7], Fonturbel, M. Teresa[8]

[1]University of Santiago de Compostela (agustin.merino@usc.es), [2]University of Lisboa, Portugal (terferreira@isa.ulisboa.pt), [3]Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva (EDIA), Portugal (LPinto@edia.pt), [4]Consiglio Nazionale delle Ricerche, Italia (grazia.masciandaro@ise.cnr.it), [5]West Systems SRL, Italy (g.virgili@westsystems.com), [6]University of Athens, Greece (evelpidou@geol.uoa.gr), [7]Archipelagos, Greece (a.miliou@archipelago.gr), [8]Forest Research Centre of Lourizán, Xunta de Galicia (maria.teresa.fonturbel.lliteras@xunta.gal)

Resumen

LANDCARE (Land Degradation and Rehabilitation in Mediterranean Environment) es un proyecto Erasmus +, cuyo objetivo es mejorar las capacidades educativas y de formación en relación con la restauración de espacios degradados. Esto es necesario para preservar nuestro medio ambiente, pero también para satisfacer las demandas de un mercado laboral emergente. El objetivo del proyecto es reunir a especialistas en medio ambiente, educación y empleo de todo el mundo para compartir sus diferentes enfoques e ideas sobre educación y formación en restauración de espacios degradados. LANDCARE considera ejemplos de programas educativos y de capacitación relacionados con las amenazas ambientales globales más importantes (incendios forestales, contaminación de suelos y agua, degradación de los ecosistemas de humedales, degradación costera, sobreexplotación de paisajes agrícolas y forestales). También considerará la aplicación de tecnologías y herramientas innovadoras en educación, así como buenas prácticas para mejorar las habilidades de empleabilidad y emprendimiento.

Palabras clave: restauración, espacios degradados educación, empleabilidad.

Abstract

LANDCARE (Land Degradation and Rehabilitation in Mediterranean environment is an Erasmus + project, whose objective is to improve educational and training capacities in relation to Ecological Restoration. This is necessary to preserve our environment and also to fulfil the demands of an emerging labour market and create novel job opportunities. The project aims to bring together specialists on environment, education and employment from around the world to share their different approaches and insights. LANDCARE consider examples of Educational and Training paths related to global environmental threats (wildfire, contamination of soils and water, degradation of wetland ecosystems, coastal degradation, and overexploitation of agricultural and forest landscapes). It will also consider the application of innovative technologies and tools in education and good practices to improve employability and entrepreneurship skills.

Keywords: restauration, degraded environments, education, employability

Context /background of Project

The Mediterranean region is vulnerable to land degradation, which affects important sectors of the economy (agriculture, fishing, tourism) and the supply of vital goods (water, food). Although “actions to restore ecosystems and biodiversity have significant potential to create new skills, jobs and business opportunities” ((ED 2011/2307(INI)), there is a considerable shortage of skilled workers in this field due to the lack of proper training. This is especially important in Southern Europe, where youth unemployment is extremely high.

Objective of the project

The overall objective of LANDCARE is to improve training capacities in relation to Land Degradation and Rehabilitation (LD&R) in Southern Europe, in order to fulfil the demands of an emerging labour market and contribute to the green economy.

LD&R is a field that requires training involving real study cases and hands-on experience. For this reason, the education path proposed in the project will combine short-term international mobility and innovative online learning (PLEs, SPOCs).

The project will try to recover unemployed skilled people who are useful to encourage employability in this sector. Employability skills will be enhanced by means of personalized training and hands-on practices. To increase the scope of this strategy, the project reinforces interactions between students, educators, researchers, companies/agencies/NGOs and decision-makers.

Number and profile of participants

The consortium consists of 8 partners from Spain, Greece, Portugal and Italy. The four academic partners comprise educators/researchers with recognized expertise in LD&R and project management. The also show university entrepreneurship abilities. The four professional partners include SMEs, an NGO and decision-makers. The professional partners will complement the training and will also increase the scope of the project outcomes. The coordinator (USC) is the academic partner with the strongest virtual learning, employment and Quality Assurance structures.

Description of activities

The main activities proposed focus on training both staff (from academic and professional partners) and students (HEI, company staff and selected unemployed people). The teacher training will include a) intensive training in innovative online learning tools (PLE, SPOCs) and b) short-term joint events to reinforce training capacities in LD&R.

The student training will be based on two types of blended mobility. The concepts of LD&R will be taught by means of an intensive study programme, involving mobility and flexible online training (PLE, SPOC). Practical experience and employment skills will be provided by means of an internship programme combined with solid online and personalised training on employment and entrepreneurship. The learners will be HEI students, staff of companies involved in LD&R and selected unemployed people.

Certain teaching outputs of the project will have a strong multiplier effects: the development of blended mobility to enhance the employability in the “Green Economy”, the publication of the first handbook linking Land Restoration and employability opportunities and the launch of a peer teaching network. The main multiplier social effect is the enhancing the green economy to generate job and development.

Methods to be used in carrying out the project

The project is divided in four main logistical phases:

1. Stock-taking of good practice and analysis of available materials and resources for LD&R training.

2. Collection and production of materials and study cases for the interactive courses.

3. Implementation of a pilot project. The trainees will travel from the home institutions to attend training sessions and will also use the online learning tools.

4. Dissemination/multiplier events towards outcomes, at three levels: a) dissemination of good practice by all participants, b) interactive courses and an electronic platform involving universities, social media and alumni and c) launch of a LD&R network with peer teachers and experts.

Short description of the results and envisaged impact

The envisaged impacts at individual levels include access to innovative methods and techniques of LD&R, improvement of language and digital skills and increased employability of the workforce. At organizational levels, the companies/agencies/NGO will benefit from access to knowledge and special facilities and a greater supply of skilled workers. University structures related to online learning and employment will also be reinforced. Decision-makers will be helped to solve certain environmental cross-border challenges.

Sustainability

The project outcomes will be maintained after the project as a result of the effects on the institutions (staff training, reinforcement of QA schemes and virtual and employment structures). It is also support environmental policies, such “Our life insurance” (ED 2011/2307(INI)) or the “Green Employment Initiative”.

Variación intragénero en la distribución de mercurio en diferentes especies del género *Cistus* crecidas en la misma parcela

Intragenus variation of mercury distribution in different Cistus species from the same plot

Sierra María José[1], Schmid Thomas[1], Millán Rocío[1*]

[1] CIEMAT – Departamento de Medio Ambiente. Avenida Complutense 40, Madrid 28040, *rocio.millan@ciemat.es

Resumen

El mercurio es un contaminante global de especial interés por su alta toxicidad y las regulaciones que existen sobre su presencia en el medio ambiente, en productos de consumo y, por tanto, sobre el impacto en la población. El estudio se ha realizado en la zona minera de Almadén (Ciudad Real), conocida por haber tenido la mayor mina de mercurio del mundo y la más productiva. En esta zona, se ha realizado el estudio de la disponibilidad del mercuio en este suelo, así como su transferencia y distribución en cuatro especies del género *Cistus* presentes en la misma parcela experimental, la denominada "Fuente del Jardinillo" en la zona minera de Almadén. Los resultados del sistema suelo-planta han servido para evaluar la posible aplicación de dichas especies en fitotecnologías. La presencia simultánea de las cuatro especies vegetales del género *Cistus* ha permitido llevar a cabo un estudio intragénero de su capacidad de absorción y estrategia frente al mercurio presente en el suelo.

Palabras clave: Mercurio, *Cistus,* Almadén, suelo-planta, fitotecnologías

Abstract

Mercury is a global pollutant of special interest due to its high toxicity and the existing regulations of its presence in the environment, in consumer products and, as a result, its impact on the population. The study has been carried out in the mining area of Almadén (Ciudad Real), known for the largest and most productive mercury mine in the world. In this area, the study of available mercury in the soil, as well as its transfer and distribution in four species of the *Cistus* genus located in the same experimental field plot, the so-called "Fuente del Jardinillo" in the mining area of Almadén, has been carried out. The results of the soil-plant system have served to evaluate the possible application of these species in phytotechnologies. The simultaneous presence of the four plant species of the *Cistus* genus has allowed us to carry out an intra-genus study of their absorption capacity and strategy against the mercury present in the soil.

Keywords: Mercury, *Cistus,* Almadén, soil-plant, phytotechnologies

Introducción

La zona minera de Almadén (Ciudad Real), es bien conocida por haber albergado la mayor y más antigua explotación de mercurio (Hg) del mundo. En los últimos dos mil años, la minería del mercurio fue la mayor actividad económica de esta zona (Hernández Sobrino, 2007) **[2]**, si bien coexistía con actividades relacionadas con otras minerías metálicas y actividades agropecuarias asociadas con las dehesas, entre otras. A finales de la década de los noventa se empezó a planificar el cierre de mina y las actividades relacionadas con la extracción y transformación del mineral, haciéndose necesarias las tareas de rehabilitación y monitorización de las zonas afectadas. Entre las propuestas, estaba la aplicación de fitotecnologías por su aceptación social y bajo impacto ambiental. En este contexto, es necesario conocer y evaluar el comportamiento del mercurio en el sistema suelo-planta, teniendo en cuenta las diferentes especies de plantas y los suelos presentes en esta singular zona de estudio. El presente trabajo se ha centrado en el estudio del comportamiento de cuatro especies autóctonas del género *Cistus* crecidas de forma natural en la misma parcela de investigación en la zona de Almadén. Las especias son *Cistus albidus* L., *Cistus crispus* L., *Cistus ladanifer* L. and *Cistus monspeliensis* L. El objetivo de este trabajo ha consistido en comparar la incorporación y distribución del mercurio en las plantas de las especies estudiadas pertenecientes al mismo género para conocer las posibles diferencias entre ellas. Por último, se ha evaluado la potencialidad de usar estas especies en la aplicación de técnicas de fitorremediación.

Material y métodos

Zona de estudio: La parcela experimental está en el enclave denominado "Fuente del Jardinillo", siendo un bosque abierto mediterráneo de encina. Está situado a 7 km de la que fue la principal mina de mercurio de Almadén y a unos 6 km del pueblo de Almadenejos, donde existían unos antiguos hornos para el tratamiento el mineral de cinabrio. La parcela está en la antigua carretera que conectaba ambas poblaciones y que fue usada para el transporte tanto del cinabrio (HgS) como del mercurio elemental.

Toma de muestras de plantas y suelos y su análisis: Se recogieron 3-5 plantas de cada especie de Cistus, tomándose con mucho cuidado la planta entera (parte aérea y raíz), usando azadas, picos y palas. Posteriormente, cada planta fue dividida en raíces, tallos, semillas y hojas. Cada parte fue lavada con agua destilada en un baño de ultrasonidos (Ultrasons-H, Selecta) para eliminar toda contaminación externa (hojas, semillas y tallos; 4 ciclos de 10 minutos; raíces: 9 ciclos de 10 minutos), a temperatura ambiente. Todas las muestras se secaron en bandejas individuales a temperatura ambiente hasta obtener un peso constante. Finalmente se molieron para el análisis.

En campo, se extrajo el suelo alrededor de cada planta (20 x 30 x 20 cm). Las raíces se separaron cuidadosamente a mano, para obtener la máxima cantidad de las mismas. El suelo libre de raíces, fue secado al aire hasta peso constante y posteriormente tamizado a tierra fina (< 2 mm). En el suelo se midieron diferentes parámetros físico-químicos, siguiendo diferentes procedimientos: Conductividad eléctrica (UNE 77308); pH (UNE-77305); Capacidad de intercambio catiónico (CIC) según la norma EPA 9081 (método de NaOAc 1N, pH 8,2); Materia orgánica (Método Walkey-Black). Además, se obtuvieron las dos primeras fracciones (soluble e intercambiable), siguiendo el procedimiento de extracción secuencial desarrollado por Sánchez et al. (2005) [3] para así poder determinar la cantidad de mercurio más fácilmente disponible para las plantas.

La determinación de mercurio en todas las muestras se hizo mediante un analizador

avanzado de mercurio (Advance Mercury Analyzer AMA-254, LECO Company).

Resultados y discusión

Los parámetros de suelo analizados indicaron que la parcela era homogénea con leves variaciones sin influencia. Los valores de pH del suelo estaban entre neutro y ligeramente ácido (6,1–6,7). La conductividad eléctrica indicaba que no había salinidad (100–212 µS cm^{-1}). El contenido en materia orgánica varió de bajo a moderado (0,7–2,7%). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) dio valores medios-bajos (4,4–11,7 $cmol^{+}$ kg^{-1}). La parcela tiene buenas condiciones generales para el desarrollo de las plantas de estudio. Respecto al valor medio de mercurio total en las muestras de suelo, este fue de 7,5±0,5 mg kg^{-1}, que si bien puede parecer un valor alto, es normal en esta zona minera. La media de la fracción fácilmente disponible de mercurio dio un valor de 23,8±4.6 µg kg^{-1} (315 veces menor que el valor de Hg total, dado que la mayoría del mercurio se encuentra en forma mineral).

La distribución en las plantas fue la siguiente: Hoja ≥ Semillas >Tallo ≥ Raíz en *C. albidus* L. y *C. ladanifer* L.; Hoja >Tallo > Raíz en *C. mospeliensis* L.; y Raíz > Hoja > Tallo en *C. crispus* L. Según los resultados, la relación parte aérea /raíz fue >1 (1.5–7.8) en todos los casos excepto para *C. crispus* L. (0,03–0,13).

Conclusiones

Hay diferencias entre la capacidad de absorción y distribución del mercurio entre las especies de *Cistus* estudiadas y que han crecido en la misma parcela y bajo las mismas condiciones. Según Baker et al. (1981) [1] *Cistus albidus* L., *Cistus ladanifer* L. y *Cistus monspeliensis* L. presentan un comportamiento acumulador mientras que *Cistus crispus* L. presenta una estrategia exclusora. Por tanto, las primeras extraen Hg del suelo a la planta y podrían ser consideradas en fitoextracción. En el caso de *Cistus crispus* L. es útil en reducir la movilidad del Hg en el suelo y podría utilizarse en fitoestabilización.

Agradecimientos

Los autores agradecen al MINECO por la financiación del proyecto "REHABILITA" (CTM2016-78222-C2-2-R).

Referencias bibliográficas

[1] Baker, A.J.M. (1981). Accumulators and excluders – Strategies in the response of plants to heavy metals. J. plant nutr. 3(1-4): 643-654.

[2] Hernández Sobrino, A.M. (2007). Los mineros del azogue, Almadén. Fundación Almadén - Fco. Villegas J.Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) (1994). Métodos Oficiales de Análisis: Tomo III. Secretaría General Técnica, Madrid, Spain.

[3] Sánchez, D.M.; Quejido, A.J.; Fernández, M.; Hernández, C.; Schmid, T.; Millán, R.; González, M.; Aldea, M.; Martín, R.; Morante, R. (2005). Mercury and trace element fractionation in Almadén soils by application of different sequential extraction procedures. Anal Bioanal Chem 381: 1507-1513.

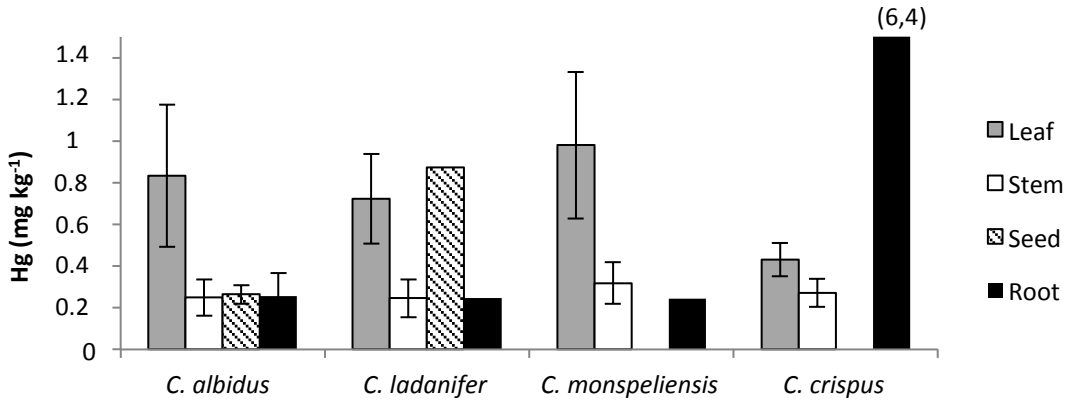


Fig. 1 – Distribución del contenido en mercurio en las especies de Cistus estudiadas.

Utilización de nanopartículas de magnetita en la descontaminación de suelos afectados por actividad minera

Use of magnetite nanoparticles for decontamination of soils affected by mine activity

Javier Pérez-Esteban[1], Bibiana Caballero-Mejía[2], Inés Sanchís[1], Ana Moliner[1*]

[1] Dpto. de Producción Agraria, Unidad de Edafología. ETSI Agraria, Alimentaria y de Bio-sistemas. Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n 28040 Madrid. *ana.moliner@upm.es

[2] Facultad de Ciencias, Escuela de Geociencias, Universidad Nacional de Colombia (Medellín)

Resumen

La aplicación de nanoparticulas de Fe a suelos contaminados por metales pesados y metaloides ha sido ampliamente propuesto para su inmovilización en suelos. Basado en el uso de nanopartículas de hierro en aguas y efluentes contaminados por metales pesados y metaloides para luego separar las partículas mediante imanes, se está empezando a ensayar la utilización de esta técnica en suelos. En este estudio se utilizaron 2 suelos de la Comunidad de Madrid, 2 dosis de nanopartículas de magnetita (5 y 10%), 3 niveles de humedad (seco, capacidad de campo y saturación) y 4 periodos de incubación (4, 10, 20 y 40 días). Despues de cada periodo, se secaron las muestras y se separó una fracción atraída por un electroimán. Se determinó Cu y Zn en el suelo restante. Se observo que el imán atraía cantidades relativamentes altas de suelo y que la cantidad de Cu y Zn en el suelo disminuía. Se observó que al incrementar la cantidad de magnetita que se añadía, el nivel de humedad y el tiempo de incubación, tambien aumentaba la redución de metales en suelos por lo que estas 3 variables se puede modificar para optimizar la extracciónde metales en suelos contaminados.

Palabras clave: nanoparticulas, magnetita, metales pesados, metaloide, suelo contaminado

Abstract

The application of Fe nanoparticles to soils contaminated by heavy metals and metalloids has been widely proposed for its s immobilization in the soil. Due to the utilization of iron nanoparticles in heavy metal and metalloids contaminated waters, to later separate the particles by means of magnets, the use of this technique in soils is beginning to be tested. In this study, 2 soils from the Community of Madrid, 2 doses of magnetite nanoparticles (5% and 10%), 3 moisture levels (dry, field capacity and saturation) and 4 incubation periods (4, 10, 20 and 40 days) were used. After each period, the samples were dried and the fraction attracted by an electromagnet was separated. Cu and Zn were determined in the remaining soil. It was observed that the magnet attracted relatively high amounts of soil and that the amount of Cu and Zn in the soil decreased. It was observed that increasing the amount of magnetite added, the humidity level and the incubation time, also increased the reduction of metals in soils. For this reason, these variables can be modified in order to optimize the extraction of metals from soils.

Keywords: nanoparticles, magnetite, heavy metals, metalloids, contaminated soil

Introducción

La actividad minera ha dejado tras su abandono elevadas cantidades de pasivos, con cantidades elevadas de metales pesados y arsénico que afectan a los suelos y la vegetación de zonas aledañas. Una forma de remediación de dichos suelos ha sido la excavación de los terrenos contaminados para su tratamiento, lo que resulta medioambientalmente destructivo y caro. Alternativamente existen otras técnicas menos destructivas que a menudo implican largos periodos de tiempo como puede ser la fitorremediación. Existen diversas técnicas de fitorremediación en función de cómo y en qué parte de la planta se acumulan los metales. Además, no todas las plantas son capaces de adsorber todos los metales de la misma forma y en ocasiones se utilizan compuestos químicos o la misma actividad microbiológica para que los metales y metaloides estén más disponibles [1,2]. Paralelamente se desarrollan técnicas para descontaminar aguas, y una de dichas técnicas es la utilización de nanopartículas basadas en óxidos de Fe. El uso de nanopartículas magnéticas (MNP) como materiales adsorbentes para abordar problemas ambientales ha recibido una atención creciente debido a su capacidad de adsorción de iones metálicos y arsénico y su fácil separación de soluciones acuosas usando un imán siendo adecuado para extraer selectivamente iones de metales pesados de aguas residuales o efluentes industriales [3,4,5]. Su uso para la separación de metales pesados en suelos contaminados no está tan extendido, pero podemos encontrar algunos estudios que utilizan nanopartículas de magnetita que tiene su superficie modificada (Shipley et al. 2011; Fan et al. 2016).

El objetivo de este trabajo fue investigar la capacidad de las nanopartículas de magnetita para adsorber los metales y metaloides presentes en suelos contaminados y su retirada del suelo mediante electroimanes.

Materiales y métodos

Se han utilizado muestras de dos suelos contaminados de explotaciones mineras de la Comunidad de Madrid con características muy distintas. El muestreo se realizó en los 20 cm superiores de antiguas escombreras tomando 10 submuestras para obtener una muestra compuesta. Posteriormente en el laboratorio las 10 submuestras se mezclaron, se homogenizaron, se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de 2 mm. En dichas muestras se determinó la textura, pH y conductividad eléctrica (CE) en extracto 1:2,5 (p/p) y se hizo un fraccionamiento de metales pesados en los suelos [8]. También se determinó la concentración total de metales (Cu y Zn) mediante digestión con *aqua regia* en microondas y medición en ICP-OES (Tabla 1).

El ensayo se llevó a cabo en botes de centrífuga añadiendo 10 g de muestra de suelo y tres dosis diferentes de nanopartículas de magnetita (0, 5% y 10%) de 20-30 nm (IoLiTec nanomaterials). Las mezclas se prepararon con 3 niveles de humedad diferentes (0, capacidad de campo (CC) y saturación (S) para comprobar el efecto de la humedad. También se evaluó el efecto del tiempo de contacto entre el suelo y la magnetita mediante la incubación de las muestras durante 4, 10, 20 y 40 días. Todos los tratamientos se realizaron por triplicado. Se prepararon 12 repeticiones de cada tratamiento para poder sacrificar 3 repeticiones cada periodo de incubación. Finalizado el periodo de incubación de las muestras, éstas se secaron y se determinó el pH y la CE. Se procedió a la separación de las partículas magnetizadas utilizando un electroimán (solenoide TDS-F06A) conectado a un generador de corriente continua a 6,6 V y aplicando varias pasadas hasta que ya no se adherían más partículas al imán. Se recogieron y pesaron la fracción adherida al imán y la remanente en el suelo, determinando en ellas el contenido total en metales.

Resultados y discusión

A continuación (Tabla 1) se muestran las características de los suelos utilizados en el ensayo. Se trata de suelos con textura gruesa, de pH ácido y sin problema de sales

Tabla 1 – Propiedades de los suelos contaminados y de la magnetita

Propiedades	Colmenarejo	Bustarviejo	Magnetita
Arcilla (%)	7,1	2,5	-
Arena (%)	79,3	82,4	-
Clase textural	Arena franca	Arena franca	-
pH	5,8	3,6	6,84
CE (dS m^{-1})	0,05	0,16	1,38

Respecto a la distribución de metals en las distintas fracciones del suelo se observa que el Cu en el suelo de Bustarviejo (Tabla 2) se encuentra presente principalmente en la fracción residual (mas del 50%), que es la mas inerte, y en la fracción unido a óxidos de hierro por lo que podría ser susceptible de ser retirado del suelo por un imán, incluso sin la adición de la magnetita. Sin embargo, en el suelo de Bustarviejo está principalmente en la fracción residual y prácticamente la misma cantidad está asociada a la materia orgánica y a los óxidos de hierro.

Tabla 2 – Fraccionamiento de Cu en los suelos (mg kg^{-1})

	Colmenarejo	Bustarviejo
Soluble	4,17	1,12
Intercambiable	279	10,3
Soluble al ácido	376	4,83
Unido a óxidos de hierro	1844	43,0
Unido a materia orgánica	408	35,6
Residual	636	1684
Suma de fracciones	3547	1779
Total	3202	2496

Por otra parte, el Zn en el suelo de Colmenarejo (Tabla 3) está en las fracciones más lábiles, aunque en bajas concentraciones, siendo la fracción unida a los óxidos de hierro la mayoritaria. Por otra parte, en el suelo de Bustarviejo el Zn está presente en concentraciones elevadas, principalmente en la fracción residual.

Tabla 3 – Fraccionamiento de Zn en los suelos (mg kg^{-1})

	Colmenarejo	Bustarviejo
Soluble	0,35	1,99
Intercambiable	4,81	6,02
Soluble al ácido	1,2	2,0
Unido a óxidos de hierro	31,2	50,4
Unido a materia orgánica	12,6	55,3
Residual	183	9156
Suma de fracciones	233	9272
Total	239	11486

Al separar la la fracción atraída por el electroimán, se retira la magnetita y supuestamente los óxidos de hierro presentes en el suelo. Ambas fracciones pueden tener metales adsorbidos, ya sea porque inicialmente estaban asociados a los óxidos de hierro, o porque se han transferido durante el periodo de incubación.

Al observar los datos referentes al Cu que queda sin retirar en el suelo de Bustarviejo (Tabla 4), vemos en primer lugar que ya desde el principio hay una disminución importante de Cu en los primeros días con respecto al inicial y esa disminución continua suavemente durante el periodo de incubación. A mayor cantidad de magnetita, la retirada de Cu es también mayor. En cuanto al efecto de la humedad, se observa que hay una ligera disminución, pero aún así, a valores de humedad más elevados, se retiran cantidades ligeramente superiores de Cu con ambas concentraciones de magnetita.

Tabla 4. Concentración de Cu mg kg^{-1} en el suelo de Bustarviejo después de separar la fracción imantada

t (día)	Suelo seco		Capacidad de campo		Saturación	
	% magnetita		% magnetita		% magnetita	
	5	10	5	10	5	10
4	1595	1516	1580	1416	1517	1297
10	1519	1387	1518	1304	1489	1365
20	1455	1342	1907	1409	2240	1615
40	1411	1331	1266	1247	1245	1492

El Zn se encuentra abundamente en el suelo de Bustarviejo (Tablas 3 y 5), aunque mayoritariamente en la fracción residual. En este caso se observa claramente el efecto del tiempo de incubación disminuyendo casi a la mitad la concentración de Zn en el suelo. Incluso en seco la concentración disminuye con el tiempo de incubación. Dado que en estas

condiciones la transferencia de metales a los óxidos de hierro es bastante improbable, el mecanismo es posiblemente a través de la imantación de las partículas que contenían Zn de forma adsorbida. En condiciones de saturación, el tratamiento con la dosis elevada de magnetita tiene menor capacidad de extracción de Zn. Posiblemente, en condiciones de saturación, el Fe(III) de la magnetita se reduce a Fe(II), disminuyendo la capacidad de imantar partículas colindantes.

Tabla 5. Concentración de Zn mg kg^{-1} en el suelo de Bustarviejo después de separar la fracción imantada

t días	Suelo seco		Capacidad de campo		Saturación	
	% magnetita		% magnetita		% magnetita	
	5	10	5	10	5	10
4	11035	10862	10539	10555	10659	8512
10	10968	10713	10535	9006	10712	9143
20	9147	8945	9536	7460	9707	8449
40	7553	6741	7508	7485	7470	7873

En el suelo de Colmenarejo el Cu disminuye en los primeros días de incubación, incluso en el suelo seco. Parece indicar que se retira todo el Cu asociado inicialmente a los óxidos de hierro. A partir la dosis de magnetita y el grado de humedad tienen un efecto muy ligero

Tabla 6. Concentración de Cu mg kg^{-1} en el suelo de Colmenarejo después de separar la fracción imantada

t (días)	Suelo seco		Capacidad de campo		Saturación	
	% magnetita		% magnetita		% magnetita	
	5	10	5	10	5	10
4	2963	2846	2841	2442	2534	2492
10	2960	2880	2617	2493	2630	1982
20	2891	2787	2437	2206	2519	2203
40	2963	2852	2441	2323	2817	2370

El Zn, que no es un elemento mayoritario en el suelo de Bustarviejo (Tabla 7), muestra una disminución en el suelo al aumentar la humedad y al aumentar la concentración de magnetita. El tiempo de incubación en que la magnetita está en contacto con el suelo también afecta a la retirada de Zn de este suelo.

Tabla 7. Concentración de Zn mg kg^{-1} en el suelo de Colmenarejo después de separar la fracción imantada

t días	Suelo seco		Capacidad de campo		Saturación	
	% magnetita		% magnetita		% magnetita	
	5	10	5	10	5	10
4	233	226	197	190	218	198
10	225	218	197	201	189	162
20	203	208	169	170	186	168
40	187	209	169	154	185	155

Conclusiones

El ensayo demuestra que el uso de imanes puede ser un método efectivo en la descontaminación de suelos, en concreto para la retirada de Cu y Zn, y que incluso podría llevarse a cabo sin la adición de magnetita.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (proyecto CTM201347874-C-1R).

Referencias bibliográficas

[1] Prasad, M.N.V. and Freitas, H.M. 2003. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. ELECTRON J BIOTECHNOL. 6 (3): 285–321.

[2] Kidd, P., Barcelo, J., Bernal, M. P., Navari-Izzo, F., Poschenrieder, C., Shilev, S. 2009. Trace element behaviour at the root–soil interface: implications in phytoremediation. ENVIRON EXPER BOT. 67:243–259.

[3] Pecini, E.M., Springer, V., Brigante, M., Avena M. 2017. Arsenate interaction with the surface of nanomagnetic particles. High adsorption or full release. J ENVIRON ENG. 5: 4917–4922.

[4] Jabasingh A. S., Ravi, A., Yimman, A. 2017. Magnetic hetero-structures as prospective sorbents to aid arsenic elimination from life water streams. WAT SCI. (in press).

[5] Dave, P. N. and Chopda, L. V. 2014. Application of Iron Oxide Nanomaterials for the Removal of Heavy Metals. Review article. J NANOTECHNOL. 1:1–14.

[6] Shipley, H. J., Engates, K. E. and Guettner, A. M. 2011. Study of iron oxide nanoparticles in soil for remediation of arsenic. J NANOP RES. 13: 2387–2397.

[7] Fan L, Song J, Bai W, Wang S, Zeng M, Li X, Zhou Y, Li H, Lu H (2016) Chelating capture and magnetic removal of non-magnetic heavy metal substances from soil. ENVIRON RES. 145: 18–25.

[8] Tessier, A., Cambel, P. G. C. and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. ANAL CHEM. 51 (7): 844–851.

Dinámica del C en suelos de mina sujetos a procesos de fitoestabilización asistida con aplicación de enmiendas orgánicas

Dynamics of C in minesoils subject to assisted phytostabilization processes with the implementation of organic amendments

Guerra López Aída, Kidd, Petra[2], Álvarez-López[2], Vanesa[2], Rodríguez-Garrido, Beatriz[2], Prieto-Fernández, Ángeles[2], Monterroso, Carmen*[1]

[1] Departamento de Edafoloxia e Química Agrícola, Universidade de Santiago de Compostela, España

carmela.monterroso@usc.es

[2] Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG), CSIC, Santiago de Compostela 15780, España

Resumen

La materia orgánica del suelo (MOS) es un componente clave en la rehabilitación de las funciones de suelos degradados y/o contaminados, debido a sus efectos beneficiosos sobre la estructura del suelo, la retención y filtrado de agua, la biodiversidad edáfica, la fertilidad y ciclado de nutrientes en el suelo y el secuestro de carbono. En este estudio se evalúa la evolución de la materia orgánica en suelos de mina contaminados en cobre y restaurados mediante la aplicación de enmiendas orgánicas y revegetación con especies excluidoras de elementos traza (fitoestabilización asistida). Se han analizado fracciones orgánicas con diferente grado de estabilidad: desde formas lábiles, importantes en procesos biológicos y ciclado de nutrientes, a formas muy estables, que persisten en el suelo durante un largo tiempo. Los resultados permiten aclarar los mecanismos de estabilización de C en los suelos y verificar si las tareas de restauración promueven el secuestro de carbono a largo plazo.

Palabras clave: restauración de suelos de mina, enmiendas orgánicas, fitoestabilización, carbono del suelo

Abstract

Soil organic matter (MOS) is a key component to restorate ecologic functions of degraded and/or polluted soils, due to its beneficial effects on soil structure, water retention and filtration, soil biodiversity, fertility and cycling of nutrients in the soil and the carbon sequestration. This study evaluates the evolution of organic matter in contaminated copper mine soils and restored by the application of organic amendments and revegetation with species that exclude trace elements (assisted phytostabilization). Organic fractions with different degrees of stability have been analyzed: from labile forms, important in biological processes and nutrient cycling, to very stable forms, which persist in the soil for a long time. The results allow to clarify the mechanisms of carbon stabilization in soils and to verify if restoration tasks promote long-term carbon sequestration.

Keywords: minesoil reclamation, soil, organic amendments, phytostabilization, carbon

Introducción

La actividad minera es una de las principales causas de contaminación del suelo por metales/metaloides a nivel mundial. Las escombreras, generadas durante los procesos extractivos, se caracterizan por la ausencia de materia orgánica y de nutrientes, elevada acidez, baja capacidad de retención de agua y concentraciones potencialmente tóxicas de elementos traza (Wong, 2003), lo que dificulta su revegetación.

La materia orgánica del suelo (SOM) es un componente crítico del ecosistema suelo-planta. La pérdida de materia orgánica, provoca pérdida de la capacidad de retención de agua, baja agregación de las partículas del suelo, aceleración de la erosión, limitada capacidad de retención de nutrientes y una reducción de la actividad enzimática del suelo (Ghani et al., 2003). Una combinación de estos factores produce pérdida de productividad y un declive en la calidad del agua, tanto en la superficie como en el fondo del suelo.

En los últimos años, se ha propuesto la fitoestabilzación como una técnica adecuada para atenuar los riesgos ambientales asociados a los residuos mineros ricos en metales o metaloides (Conesa et al., 2012; Kidd et al., 2015). En Europa, numerosas especies de plantas han sido utilizadas con éxito para el establecimiento de cobertura vegetal a largo plazo en lugares altamente contaminados, entre ellas *Agrostis capilaris* (Stuczynski et al., 2007). La aplicación de enmiendas al suelo, como óxidos de Fe y Al, enmiendas orgánicas o algunos residuos de procesos industriales, ha sido efectiva en experimentos de fitoestabilización, generando el doble beneficio de la mejora de las condiciones edáficas y la valorización de los residuos. Estos tratamientos pueden contribuir, además, a la fijación de CO_2 atmosférico y a su inmovilización en la materia orgánica del suelo, por lo que, dependiendo de su uso final, los suelos restaurados podrían convertirse en sumideros netos de carbono.

En este contexto, el objetivo de este trabajo, fue evaluar la evolución a lo largo del tiempo de la materia orgánica en suelos de mina restaurados mediante la aplicación de enmiendas orgánicas y revegetación con especies excluidoras de metales pesados (*fitoestabilización asistida*).

Material y métodos

Descripción de la zona de estudio

El estudio se realizó en la antigua mina de cobre de Touro (A Coruña, NW Spain); 42º 52’ 34’’ N, 8º 20’ 40’’ W), que forma parte de la red PhytoSUDOE de emplazamientos contaminados en metales pesados (Proyecto PhytoSUDOE (SOE1/P5/E0189)). El sustrato geológico y las características de los estériles fueron previamente descritos (Álvarez et al., 2011; Asensio et al., 2013; Calvo de Anta et al., 1991). Los suelos de la mina se clasifican como Spolic Technosol (Episkeletic) (IUSS Working Group WRB, 2006) y se caracterizan por su escasa profundidad y alta pedregosidad, su elevada acidez y conductividad eléctrica así como un alto contenido en Fe, Al y metales traza. La región climática de la zona es Atlántica (oceánica), con precipitaciones medias anuales en torno a 1900 mm y una temperatura media anual de 12,6 °C.

Diseño experimental y toma de muestras

En la primavera de 2011 se estableció un ensayo experimental de fitorremediación asistida con la adición de enmiendas formuladas a partir de diferentes combinaciones de residuos (lodos de depuradora, restos de poda, cenizas de biomasa, nanopartículas tipo óxidos de Al o Fe) (Touceda-González et al., 2017). La zona de estudio se dividió en tres bloques con distintos tratamientos del suelo: Compost de lodos de depuradora (PC); tecnosol 1,

elaborado a partir de lodos de depuradora urbana, estabilizados con ceniza de biomasa y oxihidróxidos de Fe criptocritalinos (PT1) y tecnosol 2, elaborado a partir de lodos de depuradora urbana, estabilizados con ceniza de biomasa y lodos de Al (PT2). Cada bloque se dividió en subparcelas de 5x5 m^2, que fueron sembradas con *Agrostis capilaris*, manteniéndose subparcelas control sin tratamiento o tratadas pero no sembradas (Touceda-González et al., 2017). En cada subparcela se tomaron muestras de suelo superficial (0-20 cm) a lo largo de 6 años desde el comienzo del ensayo (t=0), en el 2012 (t=12), 2014 (t=36) y 2017 (t=72).

Análisis del suelo

En la fracción menor de 2 mm se determinó el contenido total de C y las formas de carbono de distinta labilidad. El carbono total (CT) se obtuvo mediante una combustión en un autoanalizador CHN2000 de LECO. Para el análisis de las formas más lábiles de carbono se llevó a cabo una extracción en agua según el método descrito por Ghani et al. (2003), que distingue dos pools de carbono orgánico disuelto (COD): 1) El carbono soluble en agua fría (water-soluble C, WSC) extraído con agua destilada durante 30 min a 20°C, y 2) el carbono extraíble en agua caliente (Hot water-extractable C, HWC) a 80°C durante 16h. El análisis del C extraído en los pasos anteriores se realizó mediante una valoración con dicromato potásico.

Adicionalmente se realizó un fraccionamiento del carbono en hidrolizable (C_H) y no hidrolizable (C_NH) mediante el procedimiento de hidrólisis ácida descrito por Silveira et al. (2008). Para ello, 0,5g de muestra molida (<250 µm) con 12,5 ml de HCl 6N se calientan a 95°C en un bloque digestor durante 4 h con recirculación de flujo. El residuo sólido resultante se separa del sobrenadante por centrifugación y en él se mide el C, obteniéndose, de esta forma, la fracción no hidrolizable del carbono. La fracción hidrolizable se obtiene por diferencia con el carbono total.

Resultados y discusión

El CT oscilaba entre 9 y 75 mg C/g suelo después del primero año del establecimiento del ensayo, obteniéndose los mayores contenidos en los suelos enmendados con compost y revegetados con Agrostis. A lo largo del tiempo se aprecia un incremento significativo del C en todos los tratamientos pero de nuevo, es en el tratamiento con compost revegetado con Agrostis donde el incremento es más alto, alcanzándose un valor medio de 100 mg C/g suelo de CT en el 2017.

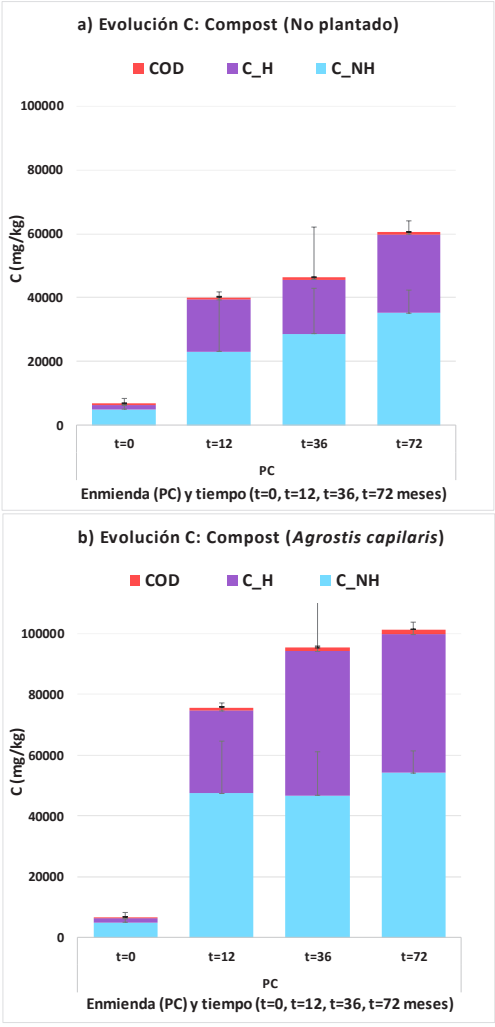


Figura 1. Evolución del carbono (mg/kg) durante 6 años para los tratamientos con compost (PC). a) Sin revegetación. b) Revegetación con *Agrostis capilaris*

En cuanto al carbono lábil, se encontraron valores entre 0,16 y 1,6 mg C/g suelo extraíble en agua en el 2017, lo que supone entre un 0,5 y 2,5% del carbono total. Esta fracción incluye el C más móvil (extraído en agua fría), que puede alcanzar casi todos los compartimentos del suelo por difusión y convección y que es, generalmente una fracción más pequeña que la extraíble en agua caliente, considerada como el pool de materia orgánica de suelo mineralizable, la cual deriva parcialmente del carbono microbiano del suelo (Ghani et al., 2003).

En general, la fracción hidrolizable supone entre un 30-40% del CT, fracción que aumenta a lo largo del tiempo. La fracción no hidrolizable esa compuesta, principalmente, por sustancias recalcitrantes como lignina, suberina y ácidos grasos. Esta fracción presenta una capacidad de incorporación de C reciente muy baja. Numerosos trabajos con radiocarbono muestran que el residuo de la hidrólisis es significativamente más antiguo que la fracción hidrolizable (Rovira, Vallejo, 206). El efecto de la plantación con Agrostis se ve claramente en el tratamiento con compost, llegando a obtenerse incrementos del 35% en los 5 primeros años del seguimiento de este estudio, en comparación con el tratamiento sin revegetación (Figura 1).

Conclusiones

Las técnicas de fitoestabilización aplicadas en este ensayo, basadas en la adición de enmiendas al suelo y revegetadas con Agroistis capilaris, contribuyeron al incremento efectivo en las concentraciones de C en el suelo a lo largo del tiempo, siendo la fracción hidrolizable la que más aporta a ese incremento. Estos resultados contribuyen a elucidar los mecanismos de estabilización de C en los suelos y verificar si las tareas de restauración promueven el secuestro de carbono a medio-largo plazo.

Agradecimentos.

Financiado con fondos FEDER, Programa Interreg-SUDOE (Proyecto PhytoSUDOE SOE1/P5/E0189).

Referencias bibliográficas

[1] Álvarez, E., Fernández-Sanjurjo, M., Otero, X. and Macías, F. 2011. Aluminum speciation in the bulk and rhizospheric soil solution of the species colonizing an abandoned copper mine in Galicia (NW Spain). Journal of Soils and Sediments, 11(2): 221-230.

[2] Clemente, R. and Bernal, M. 2006. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. Chemosphere, 64(8): 1264-1273.

[3] Conesa, H., Evangelou, M., Robinson, B. and Schulin, R. 2012. A Critical View of Current State of Phytotechnologies to Remediate Soils: Still a Promising Tool? The Scientific World Journal: 1-10.

[4] Ghani, A., Dexter, M. and Perrott, K. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biology and Biochemistry, 35(9): 1231-1243.

[5] IUSS Working Group WRB, 2006. IUSS World Reference Base for Soil Resources. 2006. World Soil Resources Report. No. 103. FAO, Rome.

[6] Kidd, P., Mench, M., Álvarez-López, V., Bert, V., Dimitriou, I., Friesl-Hanl, W., Neu, S. 2015. Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. Intern. J. Phytoremediation 17(11): 1005-1037.

[7] Silveira, M., Comerford, N., Reddy, K., Cooper, W. and El-Rifai, H. 2008. Characterization of soil organic carbon pools by acid hydrolysis. Geoderma 144 (1-2): 405-414.

[8] Stuczynski, T., Siebielec, G., Daniels, W., McCarty, G. and Chaney, R. 2007. Biological Aspects of Metal Waste Reclamation with Biosolids. Journal of Environment Quality 36(4): 1154.

[9] Wong, M. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere, 50(6):775-780.

[10] Rovira, P., Vallejo, R. 2007. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. Soil Biology and Biochemistry 39(1): 202-215.

[11] Touceda-González, M., Álvarez-López, V., Prieto-Fernández, Á., Rodríguez-Garrido, B., Trasar-Cepeda, C., Mench, M., Puschenreiter, M., Quintela-Sabarís, C., Macías-García, F. and Kidd, P. 2017. Aided phytostabilisation reduces metal toxicity, improves soil fertility and enhances microbial activity in Cu-rich mine tailings. Journal of Environmental Management 186: 301-313.

Extracción de Elementos Potencialmente Tóxicos en un suelo contaminado con Creosota

Potentially Toxic Elements extraction in a Creosote contaminated soil

Madrid, Fernando [1]; Lacorte, Silvia [2]; Villaverde, Jaime [1]; Morillo, Esmeralda*[1]

[1] GRUPO COIMed. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Avda. Reina Mercedes 10. Sevilla, 41012, Spain.

[2] Department of Environmental Chemistry, IDAEA-CSIC, Jordi Girona, 18-26, 08034 Barcelona, Spain

Resumo / Resumen

En los emplazamientos de residuos peligrosos comúnmente están presentes contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos. El objetivo del presente estudio fue evaluar el rendimiento de varios derivados de la β-ciclodextrina (CD) y el ramnolípido JBR 425 (RL) sobre las tasas de extracción de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) en un suelo con una contaminación mixta. La extracción de EPTs con los diferentes extractantes probados fue similar a la obtenida con una solución de fondo de $Ca(NO_3)_2$ como electrolito. Sin embargo, la extracción de EPTs por los RLs fue mucho mayor en ausencia del $Ca(NO_3)_2$. En presencia de Ca^{2+}, los RLs forman unas estructuras en forma de vesículas gigantes que precipitan sobre superficies específicas del suelo, reduciendo la extracción de EPTs. El As fue el único EPT estudiado que no fue removido del suelo por ninguno de los extractantes, quizás debido a estar en forma aniónica. Tras los tratamientos de extracción, se determinó la disponibilidad de los EPTs residuales del suelo (EDTA, pH=7). Zn y Cd, los más móviles, fueron menos disponibles, mientras que no se observó efecto significativo sobre el Cu y el Pb, probablemente por los fuertes complejos que forman con la materia orgánica del suelo. Los EPTs más asociados a los óxidos de Fe y Al (Ni, Cr y As), incrementaron su disponibilidad en los suelos tratados con RLs, debido a la movilización de estos óxidos.

Palabras Clave: Elementos Potencialmente Tóxicos, Creosota, Extracción de contaminantes, ciclodextrinas, ramnolípidos.

Abstract

Hazardous waste sites are commonly contaminated with both organic and metal pollutants. The objective of the current study was to evaluate the performance of several cyclodextrins (β-CD derivatives) and the rhamnolipid JBR 425 (RL) on the removal rates of several potentially toxic elements (PTEs) in a soil with a mixed contamination. PTE extraction with all the tested extractants was similar to that obtained with the $Ca(NO_3)_2$ background solution alone. However, PTEs extraction by RLs was much higher in the absence of $Ca(NO_3)_2$ solution. In the presence of Ca^{2+}, RLs form giant vesicle-like structures which precipitate on specific soil surfaces, decreasing PTEs extraction. However, As was not removed from the soil by any of the extractants used, probably due to its presence in soils as anionic compounds. The availability of PTEs after the extraction treatments was measured. Zn and Cd, the more mobile PTEs, were less available after any treatment; no effect on Cu and Pb availability was observed, probably due to their strong complexes with organic matter; Ni, Cr, and As, those more associated to Fe and Al oxides, increased their availability in soils treated with RLs (25, 50, and 200%, respectively), due to the mobilization of these co-existing metals in the presence of the biosurfactant.

Keywords: Potentially toxic Elements, Creosote, Contaminant extraction, Cyclodextrins, Rhamnolipids.

Introducción

La creosota se ha usado durante muchos años como un agente protector de la madera. Se trata de una mezcla compleja de compuestos orgánicos producidos por la carbonización a alta temperatura de carbón bituminoso, que contiene aproximadamente un 85% de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), 10% de compuestos fenólicos y 5% de heterociclos que contienen oxígeno, nitrógeno o azufre. Además, en los residuos procedentes del tratamiento de maderas también suelen estar presentes algunos elementos potencialmente tóxicos (EPTs) asociados con el uso de conservantes químicos inorgánicos de la madera que contienen arsénico, siendo los más comunes: Arsenato de cobre cromado (CCA), arsenato de cobre amoniacal (ACA) y arsenato de cobre-zinc amoniacal (ACZA).

El lavado de suelos *ex situ* es una técnica de recuperación que puede ser usada para la descontaminación tanto de compuestos orgánicos como EPTs, siendo más apropiado para suelos con un contenido de grava y arena de al menos el 50%. Para ello se usan distintos tipos de extractantes (compuestos orgánicos, ácidos, tensioactivos, etc.) para eliminar dichos contaminantes. Tanto biosurfactantes como ciclodextrinas (CDs) han demostrado ser extractantes efectivos para PAHs y EPTs. En el caso de CDs, se ha demostrado la capacidad de algunos de sus derivados para formar complejos con metales al mismo tiempo que extraen compuestos orgánicos en suelos co-contaminados [1]. Asimismo, algunos estudios han descrito el potencial de ciertos surfactantes, tales como la surfactina y los ramnolípidos (RLs), como candidatos para la eliminación de metales de suelos y sedimentos [2], ya que tienen la capacidad de formar complejos con EPTs. RLs es el grupo de biosurfactantes más citados en la literatura para la extracción de EPTs.

El objetivo específico del presente estudio fue el de evaluar la acción de distintas CDs y el RL JBR 425 en las tasas de eliminación de siete EPTs (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn, Ni, As) de un suelo contaminado con creosota y otros conservantes inorgánicos de la madera.

Materiales y métodos

El suelo utilizado procede de una antigua planta de tratamiento de madera situada en el término de Andújar (Jaen, 38º 01´ 39.1´´ N 4º 03´ 58.6´´ W). La creosota se usó durante casi 100 años para impregnar las traviesas de ferrocarril con objeto de conservarlas e impermeabilizarlas. La muestra de suelo fue tomada a una profundidad de 0-20 cm. Tras su homogeneización el suelo se secó al aire, se molió, se pasó por un tamiz de 2 mm y se almacenó a -20ºC. Las propiedades generales de este suelo contaminado se presentan en la Tabla 1. El suelo tiene carácter básico (pH 8,14), con un contenido de carbonato cálcico de 23,2% y un elevado contenido en materia orgánica (8,11%). Según su textura se clasifica como un suelo franco arenoso.

Tabla 1. Características físicoquímicas y contenido de EPTs (agua regia, mg kg^{-1}) del suelo contaminado (la desviación estándar se presenta entre paréntesis).

MO (%)	8.11	(0.30)
$CaCO_3$ (%)	23.2	(3.1)
pH	8.14	(0.16)
Arcilla (%)	10.4	(1.3)
Limo (%)	14.8	(2.8)
Arena fina (%)	8.10	(1.17)
Arena gruesa (%)	66.7	(3.0)
CCC (cmol kg^{-1})	7.51	(0.64)
Cr	41.3	(5.9)
Cu	289	(55)
Ni	31.1	(4.6)
Pb	1127	(123)
Zn	402	(32)
Cd	1.30	(0.10)
As	93.6	(4.6)

Se llevaron a cabo tres extracciones sucesivas usando un electrolito y soluciones acuosas de 3 CDs diferentes y el RL JBR 425. Se extrajeron en tubos de vidrio Corex 0,3 g de suelo con 15 ml de disoluciones 0,01 M de $Ca(NO_3)_2$, β-CD, HP-β-CD, RAMEB o RL. Los experimentos de extracción se llevaron a cabo por triplicado. Los tubos de vidrio se colocaron

en un agitador orbital a 200 rpm durante 20 h a una temperatura constante de 20ºC. Tras centrifugar a 6000 rpm durante 10 min, se tomó el sobrenadante y se analizó el contenido de EPTs. Otros 15 ml de soluciones frescas de electrolito, CDs o RL se añadieron a las muestras de suelo. En total se realizaron tres extracciones sucesivas y los extractos se analizaron de manera individual. Para la determinación de los EPTs, 10 ml del sobrenadante fueron digeridos con 1 ml de H_2O_2 y 1 ml de HNO_3 concentrado, y se mantuvo a reflujo durante 1h.

Tras las tres extracciones el suelo fue lavado con agua desionizada para eliminar los residuos de los extractantes, y se secó al aire para determinar el contenido de EPTs disponibles tras los distintos tratamientos usando una solución de EDTA 0,05 M a pH 7,00.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestra un resumen de los contenidos pseudototales de EPTs presentes en el suelo contaminado. Estos valores excedían las concentraciones consideradas como normales en suelos y aquellas que son consideradas tóxicas para las plantas, excediendo incluso los valores de fondo establecidos en diferentes países en suelos para usos no agrícolas. Llama especialmente la atención la concentración de Pb que excede los valores normales en 32,2 veces, y de As que se los superan en 15,6 veces.

La Tabla 2 muestra el porcentaje de EPTs extraídos del suelo tras tres extracciones sucesivas con varios extractantes, en relación con su contenido pseudototal individual (extraído con agua regia). Ninguno de los extractantes usados extrajo As, mientras que el Cu solo fue extraído por los RL. En el presente estudio los porcentajes de EPTs extraídos con las diferentes CDs fueron similares a los extraídos por la disolución de $Ca(NO_3)_2$, indicando que las CDs empleadas no ejercen un efecto extractante diferente al del electrolito utilizado.

Cuando el electrolito de fondo estaba presente en las extracciones de EPTs con RL tampoco fue estadísticamente diferente, lo que contrasta con los resultados obtenidos en otros estudios que demostraban su viabilidad para la extracción de metales en suelos.

Tabla 2. Porcentajes de EPTs extraídos del suelo contaminado tras tres extracciones sucesivas con diferentes extractantes (Desviación estándar entre paréntesis). n.d.: no detectado; *no preparado en $Ca(NO_3)_2$ 0,01 M.

Extractante	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$Ca(NO_3)_2$	n.d.	7.71 (1.63)	2.16 (0.38)	n.d.	3.23 (0.22)	0.32 (0.21)	2.71 (0.62)
BCD	n.d.	4.28 (1.18)	1.32 (0.43)	n.d.	2.60 (0.55)	0.40 (0.09)	3.13 (1.06)
HPBCD	n.d.	7.81 (2.40)	2.87 (1.69)	n.d.	3.71 (1.02)	0.53 (0.14)	2.64 (0.48)
RAMEB	n.d.	3.36 (1.78)	1.01 (0.64)	n.d.	2.46 (0.76)	0.21 (0.06)	2.06 (0.71)
RL	n.d.	9.72 (2.41)	1.37 (0.23)	0.62 (0.25)	6.40 (1.73)	0.50 (0.02)	3.95 (0.92)
RL (H_2O)*	7.02 (0.25)	21.3 (4.54)	5.43 (0.63)	14.4 (0.90)	6.98 (0.90)	12.9 (0.81)	13.2 (1.22)

Una posible razón de esta diferencia entre nuestros resultados y aquellos previamente reportados podría estar relacionada con el hecho de usar en nuestro estudio la solución de RL preparada en $Ca(NO_3)_2$ 0,01 M para simular la fuerza iónica de la solución del suelo. Cuando la solución de RL se prepara en presencia de Ca^{2+} se forman gigantes estructuras tipo vesícula (en el rango de µm) debido al autoensamblaje de moléculas de RL [3], produciéndose su adsorción y/o precipitación sobre determinadas superficies en el suelo. Con objeto de confirmar esta posibilidad, los EPTs fueron extraídos con disoluciones de RLs preparadas en ausencia de electrolito. Los resultados obtenidos se incluyen también en la Tabla 2. En este caso, se extrajo hasta un 21,3% del contenido de Cd pseudototal, sobre un 13% de Pb y Zn, sobre 7% de Cu y Ni, y un 5,43% de Cr, con la secuencia: Cd > Zn ≥ Pb > Cu ≥ Ni > Cr.

Disponibilidad de EPTs

Tras los distintos tratamientos con los diferentes extractantes, se determinó el contenido de EPTs disponibles en el suelo, ya que ello nos indica el riesgo de un posible lixiviado de EPTs a través del perfil del suelo tras el proceso de lavado. En la Tabla 3 se muestra el contenido de EPTs disponibles en el suelo inicial y tras los tratamientos de lavado.

Tabla 3. Contenido de EPTs disponibles (mg kg^{-1}) en el suelo inicial y tras las tres extracciones sucesivas con distintos extractantes (desviación estándar entre paréntesis).

	Inicial	$Ca(NO_3)_2$	BCD	HPBCD	RAMEB	RL
Cr	0.24 (0.03)	0.27 (0.02)	0.20 (0.01)	0.27 (0.11)	0.22 (0.02)	0.52 (0.02)
Cu	35.4 (3.4)	36.1 (1.0)	36.8 (1.5)	37.6 (0.1)	35.3 (0.7)	40.8 (2.1)
Ni	0.29 (0.03)	0.21 (0.01)	0.19 (0.01)	0.25 (0.02)	0.26 (0.09)	0.41 (0.01)
Pb	266 (22)	292 (7)	301 (13)	291 (1)	274 (13)	283 (25)
Zn	38.3 (3.6)	27.5 (0.4)	29.0 (1.6)	29.8 (0.3)	25.9 (0.8)	31.0 (1.4)
Cd	0.32 (0.02)	0.27 (0.02)	0.28 (0.03)	0.28 (0.04)	0.25 (0.03)	0.26 (0.02)
As	1.03 (0.07)	2.20 (0.22)	2.06 (0.16)	2.00 (0.26)	2.18 (0.11)	3.08 (0.16)

La disponibilidad de Zn y Cd disminuyó tras los tratamientos con todos los extractantes, aunque no de manera significativa. Ambos metals presentan propiedades similares y se conoce que son más móviles que otros metales en suelos, y probablemente una fracción importante de su contenido inicialmente disponible ha sido ya retirada por los diferentes extractantes. En el caso de Cu y Pb, el efecto de los extractantes sobre su disponibilidad no fue estadísticamente significativo. Ambos metales forman fuertes complejos con la materia orgánica, y este suelo presenta un alto contenido (8,11%), por lo que su disponibilidad no ha cambiado con los tratamientos. La disponibilidad de Ni, Cr y As se incrementó un 25%, 50% y 200%, respectivamente, cuando el suelo había sido previamente extraído con RL. El Cr generalmente se encuentra asociado a los óxidos de Fe y Al. El Ni está asociado principalmente a los óxidos de Fe y Mn. También el As se retiene en los sitios de adsorción de los minerales de carga variable (óxidos de Fe, Mn y Al, materiales alófanos, imogolita) así como sobre los bordes de filosilicatos y carbonatos [4], pero tiene una fuerte afinidad por las superficies de minerales de Fe. Según Ochoa-Loza y col. (2007) [5], los RL también se adsorben sobre las superficies de óxidos y minerales de la arcilla. La presencia de RL inhibe la formación de precipitados de hidróxidos de Fe y Al [6], lo que reducirá la adsorción de As, Ni y Cr, aumentando su extracción del suelo.

Conclusiones

El efecto de cualquier tratamiento de recuperación usado para la eliminación de contaminantes hidrofóbicos en suelos co-contaminados por EPTs tendrá efecto sobre la extracción y disponibilidad de estos últimos, y este hecho ha de ser considerado para evitar una posible contaminación secundaria sobre el entorno circundante o un aumento de toxicidad en el suelo tratado que pueda afectar a un proceso de biorrecuperación posterior de los contaminantes orgánicos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a ADIF (Ministerio de Fomento) por las facilidades para el muestreo del suelo contaminado. Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (cofinanciado con fondos FEDER) bajo el proyecto de investigación CTM2013-42599-R.

References

[1] Prochowicz D, Kornowicz A, Justyniak I, Lewiński J. 2016. Metal complexes based on native cyclodextrins: Synthesis and structural diversity. Coord. Chem. Rev. 306: 331-345.

[2] Sarubbo LA, Rocha Jr RB, Luna JM, Rufino RD, Santos VA, Banat IM, 2015 Some aspects of heavy metals contamination remediation and role of biosurfactants. Chem. Ecol. 31: 707-723.

[3] Rodrigues AI, Gudiña EJ, Teixeira JA, Rodrigues LR, 2017. Sodium chloride effect on the aggregation behaviour of rhamnolipids and their antifungal activity, Scientific Reports 7, Article number 12907.

[4] Pigna M, Caporale AG, Cavalca L, Sommella A, Violante A, 2015. Arsenic in the soil environment: mobility and phytoavailability. Environ. Engin. Sci. 32: 551-563.

[5] Ochoa-Loza FJ, Noordman WH, Jannsen DB, Brusseau ML, Maier RM, 2007. Effect of clays, metal oxides, and organic matter on rhamnolipid biosurfactant sorption by soil. Chemosphere 66: 1634-1642.

[6] Wang S, Mulligan CN, 2009. Rhamnolipid biosurfactant- enhanced flushing for the removal of arsenic and heavy metals from mine tailings, Process Biochem. 44: 296-301.

Biorrecuperación de un suelo contaminado con trifluralina usando bioaumento y ciclodextrina

Bioremediation of a trifluralin contaminated soil using bioaugmentation and cyclodextrin

Lara-Moreno, Alba*; Rubio-Bellido, Marina; Madrid, Fernando; Morillo, Esmeralda; Villaverde, Jaime

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Apartado 1052. 41080, Sevilla (España) *lara@irnas.csic.es

Resumen

La trifluralina es un herbicida altamente persistente en suelos presentando una elevada capacidad para adsorberse sobre las partículas del mismo. Se trata de un compuesto considerado altamente tóxico que está incluido en la lista de contaminantes prioritarios de aguas emitida por la comisión Europea (Directiva 2008/105/EC), estando su uso como herbicida prohibido en toda la Unión Europea. Aunque se trata de una molécula altamente fotosensible, cuando la trifluralina alcanza el suelo se convierte en un compuesto persistente, resultando su principal vía de degradación la mediada por microorganismos. En este trabajo se aborda la aplicación en un suelo de origen agrícola contaminado artificialmente con trifluralina de técnicas de biorrecuperación consistentes en el uso de bioaumento, empleando un consorcio formado por cepas bacterianas degradadoras de compuestos organohalogenados, y/o ciclodextrina, como agente solubilizante de trifluralina y bioestimulante de la microbiota potencialmente biodegradadora del herbicida. De los resultados obtenidos se concluye que la aplicación, tanto de los inóculos microbianos como de ciclodextrina, provoca una aceleración del proceso de biodegradación en el suelo, consiguiéndose la eliminación del 50% del herbicida (DT50) en un tiempo inferior a 19 días únicamente con la aplicación de ciclodextrina, e inferior a 4 días cuando se usó el consorcio degradador específico.

Palabras clave: Suelo, biodegradación, cepas bacterianas degradadoras, ciclodextrina, trifluralina.

Abstract

Trifluralin is an herbicide highly persistent with a strong adsorption capacity on soil particles. This compound is considered highly toxic to the environment and is included in the list of priority contaminants drawn up by European Commission (Directive 2008/105/EC), being its use as herbicide forbidden in the European zone. Although it is a fotosensitive molecule, when it reaches the soil becomes a very persistent compound, being in this case, biodegradation its principal dissipation path in soil. In this work, different bioremediation techniques are considered for application on an agricultural soil artificially contaminated with trifluralin. These techniques consist in bioaugmentation, using a microbial degrading consortium formed by different organohalogenated compounds-degrading bacterial strains, and/or cyclodextrin application as hydrosolubility enhancer compound and biostimulant for the soil endogenous flora potentially degrader of trifluralin. From the obtained results, it was concluded that both proposed bioremediation techniques were proved to be efficient, provoking a drastic increasing in herbicide biodegradation rate in soil, achieving a dissipation of the 50% of the trifluralin initially presents in the soil (DT50) in a period of less than 19 days when only cyclodextrin was used, and less than 4 days when a specific degrader consortium was employed.

Keywords: Soil, biodegradation, bacterial degrading strains, cyclodextrin.

Introducción

La trifluralina (α,αα-trifluoro-2,6-dinitro-*N,N*-dipropil-p-toluidina) ha sido empleada durante años como herbicida en un amplio rango de cultivos.Este herbicida presenta una elevada afinidad de adsorción sobre las partículas del suelo, con una vida media en campo superior a 170 días en muchos suelos. La trifluralina es altamente sensible a la radiación ultravioleta, sufriendo procesos de fotodegradación [1, 2]. La utilización de organismos vivos está adquiriendo gran importancia como alternativa a los métodos existentes para la eliminación de trifluralina del medio ambiente. La biodegradación ha demostrado ser una herramienta eficaz para eliminar plaguicidas de ambientes contaminados [2], aunque hasta el momento existen escasas investigaciones que demuestren este efecto para trifluralina.

En aquellas ocasiones en que los tratamientos de biorrecuperación no logran resultados satisfactorios, uno de los factores más importantes es atribuible a la gran capacidad de adsorción de muchos plaguicidas sobre las partículas del suelo, lo que provoca una disminución de su fracción biodisponible presente en la solución del suelo. La habilidad de las ciclodextrinas (CD) para formar complejos de inclusión con una amplia variedad de moléculas huéspedes hidrofóbicas se ha utilizado en la agricultura, mejorando la solubilidad en agua de compuestos hidrofóbicos y, por tanto, su biodisponibilidad [3].

El objetivo de este trabajo es el de recuperar un suelo contaminado con el herbicida trifluralina gracias a la acción de la propia microbiota endógena (atenuación natural) o bien combinando técnicas de bioaumento (con cepas bacterianas degradadoras específicas de compuestos organohalogenados),bioestímulo (solución de nutrientes) y agentes complejantes, que pueden actuar como estimulantes de la microbiota del suelo y a su vez como incrementadores de la solubilidad del herbicida.

Materiales y métodos

Herbicida: Trifluralina en polvo (pureza > 98%), suministrado por Sigma Aldrich (Madrid, España).

Cepas Bacterianas: *Arthrobacter* sp. N2, adquirida de la colección Instituto Pasteur (Francia); *Variovorax* sp. SRS16, proporcionada por S.R. Sorensen y *Advenella* sp. JRO, aislada en nuestro laboratorio de un suelo contaminado industrial. Estas cepas demostraron capacidad para degradar contaminantes organohalogenados [3].

Suelo: Suelo de origen agrícola localizado en Dos Hermanas (Sevilla, España), tratado con herbicidas organoclorados durante más de 10 años. Algunas propiedades fisicoquímicas del suelo: materia orgánica; 1,67%, CO_3^{-2}; 9,7%, pH; 8,24, arena; 47%, limo; 17,1%, arcilla; 34,5% (franco arcilloso).

Ciclodextrina: β-ciclodextrina metilada aleatoriamente (RAMEB) (Cyclolab, Budapest, Hungría).

Experimentos de degradación

Se utilizaron frascos de 250 mL de capacidad, conteniendo 100 g de suelo dopado con 50 mg kg^{-1} de trifluralina, a los que se añadieron 10 mL (que corresponden al 40% de la capacidad de campo del suelo estudiado) de una solución de minerales y micronutrientes (MSM-SN) [4],. Se diseñaron distintos tratamientos donde el suelo contaminado se trató con una solución de ciclodextrina y/o bioaumento utilizando las cepas degradadoras seleccionadas. Todos los experimentos se llevaron a cabo en oscuridad. Se tomaron muestras de suelo a diferentes tiempos del ensayo de biodegradación con objeto de observar la evolución del herbicida. Para ello, muestras de 1 g de suelo contaminado se extrajeron con 10 mL de hexano y el sobrenadante se analizó por cromatografía de Gases (GC; Agilent GC 6890N) acoplado a un espectrómetro de masas (MS; Agilent MD 5975B). La separación fue conseguida con una columna 30×0.25 mm I.D. DB-5 MS (J&W Scientific, Agilent Technologies) recubierta con 5% de fenilmetilpolisiloxano. Para

incrementar la sensibilidad y especificidad, la identificación de trifluralina fue monitorizada usando los iones m/z 264, 290, 306, seleccionando el ión 306 para cuantificar la concentración del herbicida. Las curvas fueron ajustadas a tres modelos cinéticos: Cinética Primer Orden Simple (SFO), cinética del Modelo Hockey-Stick (HS) o modelo de Primer orden Multicompartimental (FOMC), siguiendo las indicaciones del grupo de trabajo Focus (2006) [5].

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los diferentes tratamientos realizados para conseguir una eliminación efectiva del herbicida trifluralina del suelo.

Tabla 1 - Diferentes tratamientos llevados a cabo en el presente estudio

Tratamientos	
T1	Suelo + trifluralina
T2	Suelo + trifluralina + *Advenella* sp. JRO
T3	Suelo + trifluralina + *Advenella* sp. JRO + *Arthrobacter* sp. N2 + *Variovorax* sp. SRS16
T4	Suelo + trifluralina + RAMEB
T5	Suelo + trifluralina + RAMEB + *Advenella* sp. JRO
T6	Suelo + trifluralina + RAMEB + *Advenella* sp. JRO + *Arthrobacter* sp. N2 + *Variovorax* sp. SRS16

En la atenuación natural de trifluralina en el suelo estudiado (tratamiento T1) se observa una extensión de la biodegradación del 18% después de 89 días (Figura 1, T1), y una DT50 de 315 días (Tabla 2). De este resultado se deduce que se requiere de técnicas que mejoren y consigan acelerar la biodegradación del herbicida, como el empleo de inóculos bacterianos compuestos por potenciales biodegradadores de trifluralina (Figura 1).

Cuando se inocula *Advenella* sp. JRO de forma individual (T2), o un corsorcio formado por tres cepas bacterianas (*Arthrobacter* sp. N2, *Variovorax* sp. SRS16 y *Advenella* sp. JRO) (T3), se consigue un 65% y un 42,5% de trifluralina biodegradada, con una DT50 5,5 y 3,4 días, respectivamente (Tabla 2).

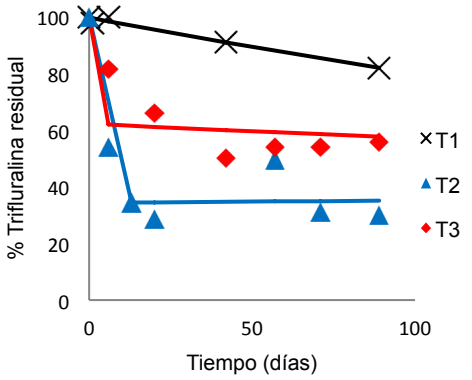


Fig. 1- Biodegradación del herbicida trifluralina en presencia de degradadores específicos

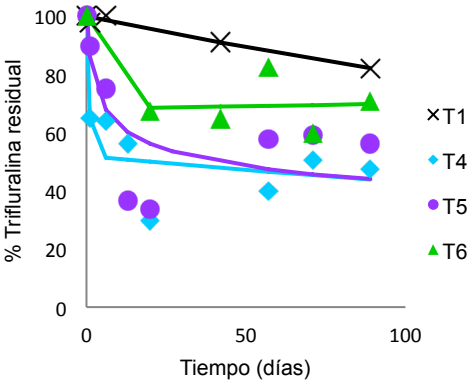


Fig. 2- Biodegradación del herbicida trifluralina en presencia de degradadores específicos y ciclodextrina

Tabla 2 - Parámetros cinéticos de la biodegradación de la trifluralina

Tratamiento	Modelo cinético	DT_{50}	% Extensión de la biodegradación
T1	FOMC	315.1	18
T2	HS	5.5	65
T3	HS	3.4	42.5
T4	HS	18.8	56.2
T5	FOMC	36.6	56.1
T6	HS	7.8	29.1

Ello indica que inoculando una sola cepa bacteriana (*Advenella* sp. JRO) se obtiene una mayor degradación de trifluralina que empleando el consorcio bacteriano

degradador específico de compuestos organohalogenados.

En la figura 2 se muestran los resultados obtenidos empleando un agente complejante biodegradable, la ciclodextrina RAMEB, con el objeto de conseguir un incremento de la solubilidad del contaminante, favoreciendo su biodisponibilidad. Tras su aplicación al suelo contaminado se observó una degradación del 56,2% de la trifluralina inicial, alcanzándose el 50% de la degradación a los 18,8 días (tratamiento T4). Es decir, se ha multiplicado por 3 la degradación del herbicida obtenida mediante su atenuación natural en este suelo, y se ha disminuido drásticamente el tiempo para conseguir el 50% de degradación (desde 315 a 19 días).

Al combinar técnicas de bioaumento inoculando *Advenella* sp. JRO con el uso de la ciclodextrina RAMEB (tratamiento T5), el porcentaje de biodegradación se mantuvo, pero la DT50 aumentó a 36,6 días, haciendo más lento el proceso (Tabla 2).

Cuando el bioaumento empleado consistió en el consorcio bacteriano y al mismo tiempo se empleó ciclodextrina RAMEB (T6), se observaron peores resultados de biodegradación que empleando solo *Advenella* sp. JRO (Figura 2), lo mismo que ocurría cuando no se utilizó la ciclodextrina, lo que corrobora que *Advenella* sp. JRO es más idónea que el consorcio bacteriano para la biodegradación de trifluralina.

Comparando en los experimentos de biodegradación con bioaumento los datos obtenidos en ausencia (T2 y T3) y en presencia de RAMEB (T5 y T6), se observa que los resultados obtenidos son peores en presencia de la ciclodextrina, posiblemente debido a la utilización de ésta como fuente de carbono y energía por los microorganismos exógenos aportados, disminuyendo como consecuencia el porcentaje de biodegradación de trifluralina.

Conclusiones

Los degradadores exógenos empleados mostraron mayor eficacia que la atenuación natural del suelo para la biodegradación de trifluralina, la cepa *Advenella* sp. JRO mostró ser la más idónea para la biodegradación del herbicida. Al emplear CD se produjo una mejora de la biodegradación de trifluralina con respecto a la atenuación natural del suelo por su efecto extractante y solubilizante del herbicida, mejorando su biodisponibilidad. Sin embargo, el uso combinado de RAMEB y de las cepas bacterianas degradadoras seleccionadas provocó un descenso del porcentaje de degradación de trifluralina, debido al posible uso de RAMEB como fuente de carbono y energía por los microorganismos exógenos aportados.

Agradecimientos

Este trabajo pudo llevarse a cabo gracias a la financiación del Ministerio de Economía y competitividad (cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, FEDER), a través del proyecto de investigación CTM2013-42599-R y de la Junta de Andalucía a través del proyecto RNM 894.

Referencias bibliográficas

[1] Kanta, S., Plangklang, B., Subsingha, W. 2014. World´s largest Science , Technology & Medicine Open Access book publisher Energy Procedia. 56: 604-609.

[2] Erguven, G.O., Bayhan, H., Ikizoglu, B., Kanat, G., Nuhoglu, Y. 2016. The capacity of some newly bacteria and fungi for biodegradation of herbicide trifluralin under agiated culture media. CELL MOL BIOL. 62: 74-79.

[3] Villaverde, J., Rubio-Bellido, M., Merchán, F., Morillo, E. 2017. Bioremediation of diuron contaminated soils by a novel degrading microbial consortium. J ENVIRON MANAGE. 188: 379-386.

[4] Villaverde, J., Rubio-Bellido, M., Lara-Moreno, A., Merchan, F., Morillo, E. 2018. Combined use of microbial consortia isolated from different agricultural soils and cyclodextrin as a bioremediation technique for herbicide contaminated soils. CHEMOSPHERE.193: 118-125.

[5] FOCUS. 2016. Guidance Document on Estimating Persistence and Degradation Kinetics fromEnvironmental Fate Studies on Pesticides in EU Registration. Report of the FOCUS Work Group on Degradation Kinetics, EC Document Reference Sanco/10058/2005 version 2.0, 434 pp.

[6] Villaverde, J., Maqueda, C., Undabeytia, T., Morillo, E. 2007. Effect of various cyclodextrins on photodegradation of a hydrophobic herbicide in aqueous suspensions of different soil colloidal components. CHEMOSPHERE. 69: 575-584.

Utilización de subproductos orgánicos vegetales para mejorar las propiedades físicas de suelos alterados

Use of organic vegetable by-products to improve the physical properties of altered soils

Navarro-Pedreño, José*; Martínez, Sheila; Gómez, Ignacio; Almendro-Candel, Mª Belén; Jordán, Manuel M.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente. Universidad Miguel Hernández de Elche. Avda. De la Universidad, s/n. 03203 Elche (Alicante, España). *jonavar@umh.es

Resumen

Se ha estudiado el efecto de la incorporación de dos subproductos orgánicos de procedencia vegetal (paja de heno y hoja de palmera), a dos suelos alterados (franco-arcilloso y franco-arcillo-arenoso), sobre diferentes propiedades físicas de los mismos: densidad aparente, densidad real, porosidad y conductividad hidráulica en saturación. Las dosis aplicadas, de cada residuo en los suelos, han sido: 0; 1,5; 3; 4,5 y 6 % (p/p). El uso de cantidades crecientes de los subproductos hace disminuir la densidad aparente y favorece el aumento de la porosidad y la conductividad hidráulica, en ambos suelos. La paja de heno produce mayores cambios que la hoja de palmera sobre las propiedades analizadas. Ambos residuos pueden ser utilizados como enmiendas o mejoradores físicos de suelos en agricultura sostenible.

Palabras clave: conductividad hidráulica saturada, densidad aparente, porosidad, paja de heno, hoja palmera.

Abstract

The effect of the incorporation of two organic by-products from plants (hay straw and palm leaf), on two altered soils (loamy-loamy and loamy-sandy loam) has been studied on different physical properties: bulk density, real density, porosity and hydraulic conductivity in saturation. The applied doses, of each residue in the soils, have been: 0; 1.5; 3; 4.5 and 6% (w / w). The use of increasing amounts of the by-products decreases the bulk density and favors the increase of porosity and hydraulic conductivity in both soils. Hay straw produces greater changes than the palm leaf on the properties analyzed. Both residues can be used as amendments or physical soil improvers in sustainable agriculture.

Keywords: saturated hydraulic conductivity, bulk density, porosity, hay straw, palm leaf.

Introducción

La producción y acumulación de residuos es uno de los mayores problemas ambientales actuales. Por ello, la aplicación al suelo de enmiendas orgánicas derivadas de la actividad urbana, agrícola, industrial o municipal, puede ser una buena estrategia para mantener o incluso aumentar los niveles de carbono orgánico en el suelo [1], mejorar propiedades físicas como la estabilidad de los agregados y la porosidad del suelo [2, 3, 4], incorporar nutrientes [5] y ayudar a amortiguar el cambio climático a través del secuestro del CO_2 atmosférico [6].

La finalidad de este estudio es evaluar cómo afecta a propiedades físicas como la densidad, porosidad y conductividad hidráulica del suelo, la utilización como enmienda orgánica de distintas dosis de paja y hoja de palmera triturada.

Material y métodos

Se han utilizado dos suelos (antrosoles, WRB-2014), cuyas características se muestran en la tabla 1, y dos residuos de origen vegetal, hoja de palmera y paja de cereal, triturados previamente, secos al aire, cuyas principales características se muestran en la tabla 2.

Tabla 1. Características de los suelos

	Suelo 1	Suelo 2
Arcilla (%)	24	31
Limo (%)	20	27
Arena (%)	56	42
Textura	F-arc-are	F- arc
pH	8,7	8,86
CE (mS/cm)	0,125	0,163
M.O. ox. (%)	1,13	0,14
Carbonatos (%)	24	61

Se prepararon distintas mezclas, incorporando a ambos suelos (suelos 1 y 2) cada uno de los dos residuos, estableciéndose los siguientes cinco tratamientos: 0; 1,5; 3; 4,5 y 6,0 % de residuos, relación p/p la semana previa a las medidiones. Se realizaron seis repeticiones para cada una de las 20 combinaciones.

La densidad aparente (*da*) de los suelos alterados se obtiene a partir de la relación peso/volumen de las muestras preparadas previamente, utilizando un cilindro de volumen conocido. La *da* de los residuos se calcula según indica la norma UNE-EN13040 y la densidad real (*dr*) de suelos y residuos siguiendo el método oficial del MAPA [7]. La porosidad (ξ), expresada en %, se calcula a partir de la expresión:

$$\xi\ (\%) = \left(1 - \frac{da}{dr}\right) \times 100 \text{ [8].}$$

Tabla 2. Características de los residuos

	Residuos Palmera	Residuo Paja
dr (kg/m^3)	870	405
da (kg/m^3)	84	29
Porosidad (%)	90,2	92,9

Para el cálculo de la conductividad hidráulica en saturación, las mezclas de suelos+residuos se llevaron a saturación durante las 24 horas previas a la determinación. Se empleó en laboratorio, para la determinación un permeámetro, de carga constante, cuyo esquema se muestra en la figura 1 [9], utilizando un cilindro de PVC de diámetro 11,5 cm y altura 16,2 cm, al que se le practicó a una altura de 10,5 cm de la base (ΔH) un orificio para evacuar el exceso de agua no percolada.

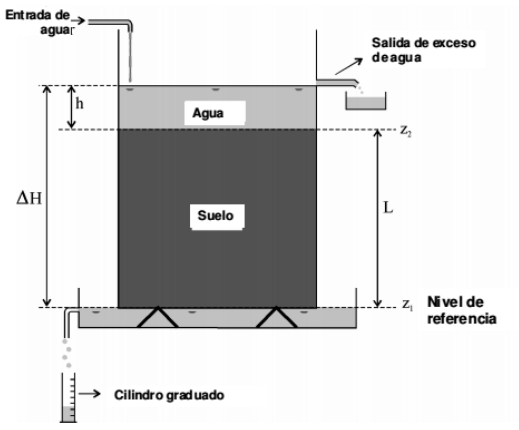


Fig. 1- Permeámetro de carga constante

Para calcular la conductividad hidráulica saturada de la mezcla se ha utilizado la siguiente expresión:

$$K_{hs} = \frac{V}{A * \Delta t * [\frac{h+L}{L}]}$$

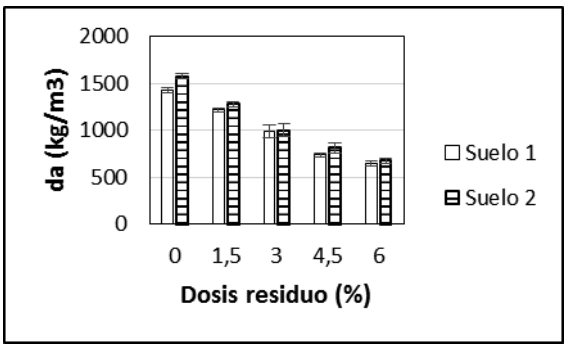
Los cálculos, gráficos y la estadística entre las variables se han realizado mediante los programas EXCEL© (Office, v. 2013) y SPSS© (v. 21).

Resultados y discusión

Para los dos suelos utilizados, tanto la densidad real como la aparente de los suelos enmendados disminuye conforme aumenta el volumen de residuo añadido, siendo este decrecimiento menor en las mezclas donde se ha añadido residuo de palmera puesto que este material, inicialmente, tiene una densidad real mayor que la paja de heno, como se indicaba anteriormente en la tabla 2. La variación de la *da* en los dos suelos, en función de la dosis aplicada de paja, se muestra en la figura 2.

Sin duda, se produce el efecto esperable, que el incremento de materia orgánica (menos densa que la fracción mineral) en el suelo disminuya la densidad del mismo.

La aplicación de proporciones crecientes de los dos residuos en ambos suelos, producen incrementos altamente significativos en los valores de porosidad, aunque no sea una variación lineal proporcionalmente a la cantidad de residuo adicionado



Fig, 2- Variación de la *da* con la dosis de paja aplicada.

Se ha observado que la adición de paja de heno incrementa en mayor medida la porosidad de los suelos que la hoja de palmera, en todos los tratamientos, alcanzándose, con la adición del 6% de paja, valores de porosidad prácticamente iguales en los dos suelos, a pesar de que el valor de este parámetro es inicialmente diferente en ambos, como se aprecia en la figura 3.

Se ha puesto de manifiesto que los dos suelos utilizados tienen, inicialmente, distintos valores de conductividad hidráulica, muy inferior en el suelo 2, como consecuencia de sus diferentes texturas.

Estos datos de K_{hs} son bastante coincidentes con los citados por otros autores [10], para suelos naturales de similares texturas.

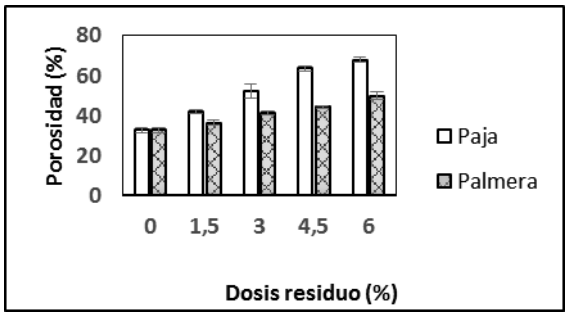


Fig. 3- Variación de la porosidad en el suelo 1, con la dosis de residuo.

Los resultados experimentales ponen de manifiesto el significativo efecto que tiene la incorporación de las enmiendas sobre la conductividad hidráulica de los dos suelos utilizados. Resaltar que, por sus características, la paja de heno produce un mayor incremento de la K_{hs} que el residuo de palmera, en todas las dosis ensayadas.

En la figura 4 se muestra el efecto de las distintas dosis de los dos residuos, sobre la conductividad hidráulica saturada del suelo 2.

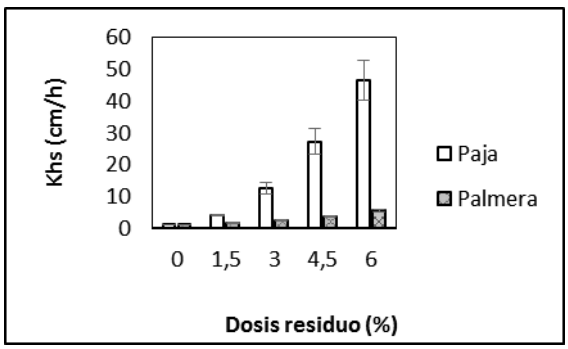


Fig. 4- Variación de la conductividad hidráulica saturada en el suelo 2, con la dosis de residuo.

Conclusiones

El uso de los residuos orgánicos de hoja de palmera y paja de heno, disminuyen la densidad aparente de los suelos cuando son aplicados, siguiendo básicamente una misma tendencia en ambos casos.

La porosidad de las mezclas suelo y residuo se ve influenciada por la adición de ambos residuos, desde el primer tratamiento (1,5%), aumentando con la dosis de aplicación.

La incorporación de dosis crecientes de los residuos considerados en este trabajo, favorecen el incremento de la conductividad hidráulica saturada en los suelos enmendados.

La paja de heno, a igual porcentaje en peso de incorporación a los suelos, produce mayores variaciones de densidad aparente, porosidad y K_{hs}, que la hoja de palmera triturada.

Ambos residuos han resultado eficaces para modificar las propiedades físicas de los suelos, cuantificadas en el presente trabajo, siendo, por tanto, susceptibles de aplicarse en técnicas de agricultura sostenible, para mejorar propiedades físicas de los suelos, como las aquí estudiadas.

Referencias bibliográficas

[1] Peltre, C., Gregorich, E.G., Bruun, S., Jensen, L.S., Magid, J. 2017. Repeated application of organic waste affects soil organic matter composition: Evidence from thermal analysis, FTIR-PAS, amino sugars and lignin biomarkers. SOIL BIOL. AND BIOCHEM, 104: 117-127.

[2] Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. AGRIC. ECOSYST. ENVIRON. 144: 382–389.

[3] Grosbellet, C., Vidal-Beaudet, L., Caubel, V., Charpentier, S., 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. GEODERMA. 162 (1-2): 27-38.

[4] Schjønning, P., Thomsen, I.K., 2013. Shallow tillage effects on soil properties for temperate-region hard-setting soils. SOIL TILL. RES. 132: 12–20.

[5] Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. AGRON. SUSTAIN. DEV. 30: 401–422.

[6] Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. SCIENCE 304: 1623–1627.

[7] MAPA. 1986. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ed. MAPA.

[8] Nimmo, J.R. 2004. Porosity and Pore Size Distribution. En Hillel, D., (ed.), Encyclopedia of Soils in the Environment, vol. 3, pp. 295-303. Ed. Elsevier

[9] Hartmann, R. 2000. Soil Physics. Lecture notes, Dept. of Soil Management and Soil Care, Ghent University, Belgium.

[10] Gabriels, D., Lobo L., D. y Pulido M. 2006. Métodos para determinar la conductividad hidráulica saturada y no saturada de los suelos. Venesuelos 14: 7-22.

Aplicação de análise espacial para a interpretação do relevo como fator de erosão dos solod da Ilha-do-Fogo, Cabo Verde

Application of spatial analysis tools for interpreting relief as soil erosion factor in Fogo-Island, Cape-Verde

Maria Clotilde Carré Chagas Neta[1*]; Tomás de Figueiredo[2], Zulimar Hernandez[3], Felícia Fonseca[4]

[1] Universidade Federal de Pelotas. *netamariacc@gmail.com
[2] Instituto Politécnico de Bragança, Centro de Investigação de Montanha(CIMO). Bragança, Portugal, tomasfig@ipb.pt
[3] Universidade Autonoma de Madrid, zulimar.hernandez@uam.es
[4] Instituto Politécnico de Bragança, Centro de Investigação de Montanha (CIMO). Bragança, Portugal, ffonseca@ipb.pt

Resumo

A definição de zonas geomorfologicamente semelhantes permite inferências sobre processos de erosão sendo também uma ferramenta de ordenamento territorial, especialmente útil em locais com pouca disponibilidade de informação. Deste modo, o trabalho teve como objetivo realizar uma aproximação a zonagem geomorfológica da Ilha-do-Fogo (Cabo Verde, África), usando análise espacial. Utilizou-se como informação de base a carta topográfica desta ilha com equidistância natural de 5 metros disponibilizada pelo INGT Cabo Verde e a carta de zonagem agroecológica e da vegetação da Ilha-do-Fogo, publicada pelo IICT Portugal, digitalizada para efeitos deste trabalho. Para a análise cluster foram definidas como variáveis a altitude, o declive, a curvatura longitudinal e as formas de relevo, resultado de mapas com resolução espacial de 50 metros. As 10 classes da carta de zonagem agroecológica foram tomadas como referência para a avalição dos resultados da análise cluster aplicada com mesmo número de grupos e com a combinação sucessiva de 2, 3 e 4 variáveis. A distribuição relativa da área dos grupos formados pela análise cluster em cada classe da carta agroecológica permitiu avaliar o desempenho da metodologia aplicada. Obtendo em média 60% de área coincidente entre grupos e zonas agroecológicas, sendo em casos 98%.

Palavras-chave: geomorfologia; clusters; carta agroecológica; Ilha vulcânica.

Abstract

Defining geomorphological units is necessary to deduce erosion processes, so as being a planning territorial tool especially for countries with low disponibility of information. The aim consists to make an approach into geomorphologic units in the Fogo Island (Cape Verde, Africa) using spatial analysis tools. The base information used was a topographic map with a natural equidistance of 5 meters and elevation points, available in shapefile by INGT Cape Verde and the agroecological and vegetation map from Fogo Island, published by IICT Portugal, which were digitalized for this study. Some variables used for the cluster analysis were defined as elevation, slope, longitudinal curvature and landforms, corresponding to maps with 50 meters of spatial resolution. The cluster analysis was carried out with the same category's number that the agroecological map (10 classes of vegetation-types) and with successive combinations of 2, 3 and 4 variables. The relative distribution of areas for each cluster was done in each class from the agroecological map, allowing the applied methodology evaluation. Achieving an average of 60% in coincident area between groups and agroecological zones, in some cases the percentage can be 98%.

Keywords: geomorphology; cluster; agroecological map; volcanic Island.

Introdução

A Ilha do Fogo faz parte do conjunto de ilhas do arquipelago de Cabo Verde. Com aproximadamente 470 km² e altitude máxima de 2785 m, sendo uma ilha de atividade vulcânica recente.

Além das erupções vulcânicas ainda ocorrentes (última erupção em 2014), o território sofre processos de forte erosão devidos à irregularidade das chuvadas (altas precipitações num curto período de tempo) e o alto declive. As informações a respeito do solos e cartografia da região são limitadas. Dessa forma, este estudo considera como referência a carta de zonagem agroecológica e vegetação realizada por Diniz & Matos (1986) [1].

Segundo Madeira & Rui (2013) [2], as cartas de zonagens agroecológicas produzidas para Cabo Verde [1], são as primeiras referências generalizadas e qualitativas em relação ao recurso solo. Estas cartas tornaram mais relevantes os aspectos bioclimáticos e vegetativos na formação o classsificação dos solos, dada sua metodologia de criação.

Dessa maneira, o presente trabalho teve como objetivo elaborar uma carta das principais unidades geomorfológica, da Ilha do Fogo, utilizando ferramentas de análise espacial e estatísticas (a análise cluster) empregando como variáveis as características morfológicas do terreno.

Materiais e métodos

Tomou-se como informação de base a carta topográfica com equidistância de 5m disponibilizada no Sistema de projeção Cónica Secante de Lambert WGS84 pelo Instituto Nacional de Gestão do Território de Cabo Verde [3]. A partir desses dados foi criado um modelo digital de terreno (MDT) com intuito de determinar um tamanho de pixel adequado considerando as curvas de níveis empregadas. Adotou-se 10 m como tamanho de pixel. Com base no MDT gerado, foi realizado mapas de variáveis morfológicas como altitude, declive, curvatura longitudinal e formas de relevo, auxiliado pelo programa SagaGis.

No contexto da análise estadística empregou-se o método de agrupamento cluster não-hierárquico *K-mens* utilizando o algoritimo de decisão de *Hill-Climbing*. Introduzindo como variáveis de entrada a altitude, declive, curvatura longitudinal e formas de relevo. Testou-se diferentes números de agrupamentos (k), 8, 10, 15, 18, 20 e 25, em busca de maior grau de coincidência entre grupos de cluster e zonas agroecológicas. Determinou-se o número otimizado de grupos a ser formado pelo cluster através do método de Shillouette, com auxílio do software R. De forma que os grupos mais semelhantes puderam ser reagrupados nas mesmas classes.

Também gerou-se uma matriz de coincidência entre os grupos formados com diferentes k e as classes da carta de zonagem agroecológica e da vegetação [1]. Esta carta, cedida pelo Instituto de Investigação Científica Tropical de Portugal foi georeferenciada e digitalizada previamente para os objetivos deste trabalho.

Resultados e discussão

Foram consideradas 10 classes da carta de zonagem agroecológica: zona árida (A), semiárida (S.A), subhúmida (SbH), húmida (H), subhúmida/húmida (SH/H), arribas costeiras (A.C), plataformas litorâneas, praias, lavas recentes (L.R) e cones vulcânicos (C.V) (Fig. 1).

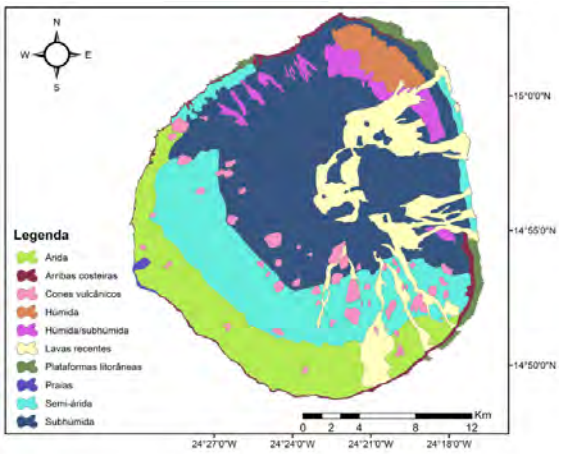


Figure 1. Carta de zonagem agroecológica e da vegetação digitalizada para este trabalho, em base a carta de Diniz & Matos (1986).

As variáveis morfológicas, representadas como cartas na Fig. 2, demonstram as características extraídas do MDT. Não somente a altitude apresenta valores elevados ate 2785 m snm (Fig. 2a), mas o declive pode chegar a 1,91 rad (aprox. 109º) junto a bordeira (Fig.2b). A curvatura longitudinale e as formas de relevo são variáveis que se correlacionam fortemente o que se faz necessário considera-las para o modelo (Figs. 2c-2d).

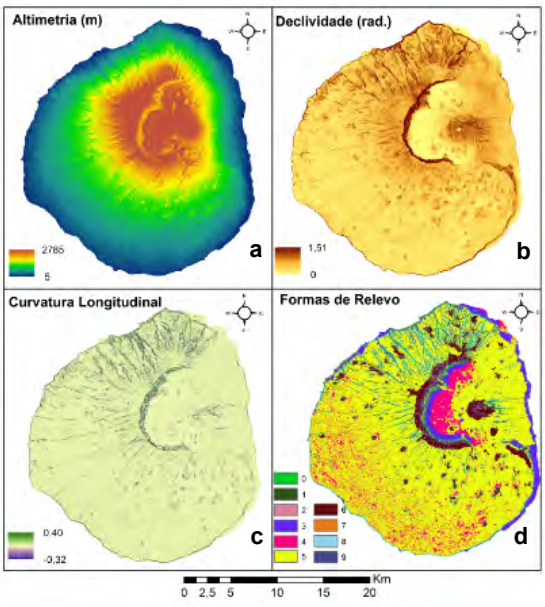


Figure 2. Cartas das variáveis morfológicas: (a) Altimetria, (b) Declividade, (c) Curvatura Longitudinal[1] e (d) Formas de relevo[2].

Além das peculiaridades de cada uma dessas variáveis é preciso ressaltar a importância dessas na intensificação dos processos erosivos do solo, o que pode ser relacionado na presença de vegetação. Estudos referentes a estimativa da erosividade das precipitações de Figueiredo et al (2015) [4] considera o índice de aridez nas zonas climáticas no NE de Portugal; ha alguns exemplos do uso desses indicadores [5].

A combinação sucessiva de variáveis morfológicas para a análise cluster teve como objetivo determinar quais variáveis eram mais relevantes, considerando o número de agrupamentos de 10 classes, sendo este o mesmo número de zonas da carta agroecológica. O resultado para combinações de 4 variáveis, permitiu formar um grau de coincidência médio com as áreas de cada uma das zonas agroecológicas superior a 50,9%.

No presente estudo, apesar de tratar dos dados de forma estandardizada, a variabilidade dentro de cada variável é muito grande, logo o número de grupos adequado pelo método de Silhouette é k=4.

Em comparação a Fig.1 pode-se identificar duas grandes zonas: subhúmida e árida e semi-árida.Nesse contexto, optou-se por testar números de agrupamentos superior a k=4 por serem mais semelhantes a carta agroecológica, e assim comparar o grau médio de coincidência entre as zonas agroecológicas e os grupos formados. O resultado demonstra que após k=18 o grau médio de coincidência torna-se constante. Gerou-se uma carta de cluster com 18 grupos. A Fig. 3 apresenta o agrupamento final dos 18 grupos em 9 classes, visto que as lavas recentes não podem ser previstas pelo modelo.

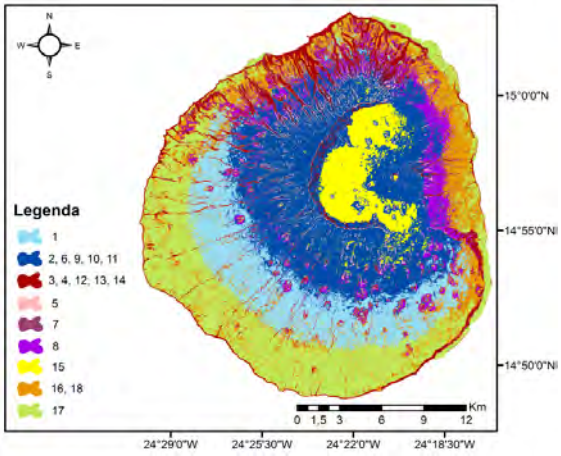


Figure 3. Carta geomorfológica da Ilha do Fogo, Cabo Verde, tras agrupamento final con K= 18 clusters.

O aferimento desses resultados foi feito através da distribuição relativa da área dos grupos formados em cada classe da carta agroecológica (Quadro 1). Apesar de alguns grupos apresentarem valores baixos, a média de todos os grupos é

[1] Unidades 1/100 metros

[2] Legenda: 0. Drenagem em terras altas; 1. Corrégos; 2. Cumes locais; 3. Vales; 4. Plano; 5. Encostas abertas; 6. Encostas superiores; 7. Cumes de inclinação média; 8. Drenagem em inclinação média; 9. Declives fortes.

aproximadamente 60%, sendo que existem grupos com mais de 90% de área coincidente.

Quadro 1 – Porcentagem de similitude de cada grupo com as zonas agroecológicas.

Grupos	K=18		Grupos	K=18	
	%	Zonas1		%	Zonas
1	75	S.A	10	98	SbH
2	92	SbH	11	73	SbH
3	32	A.C	12	54	A.C
4	27	A.C	13	35	A.C
5	77	SbH	14	72	SbH
6	58	SbH	15	60	L.R
7	35	C.V.	16	34	H
8	41	SH/H	17	62	A
9	88	SbH	18	33	H

No Quadro 2 há um exemplo entre as varíaveis extraídas da carta de zonagem e do cluster. A zona árida e o grupo 17 obtiveram cerca de 75% de grau de coincidencia, sendo também possível comparar a proximidade entre os valores máximos, mínimos e médios da altitude e declive.

Quadro 2 – *Medidas* de altitude e declive para algumas zonas agroecológicas e grupos correspondentes.

	Zonas		Grupos	
	Árida		17	
Medida	**Alt. (m)**	**Dec. (rad)**	**Alt. (m)**	**Dec. (rad)**
Mín.	5	0	5	0
Média	237	0,17	238	0,12
Máx.	597	1,38	630	0
	Subhúmida		**2**	
Mín.	58	0	332	0
Média	1289	0,39	1495	0,39
Máx.	2785	1,5	2784	2

A zona Subhúmida e o grupo 2, apesar de ter 98% de áreas interseccionadas, apresentaram valores distintos principalmente para a altitude. Este fato, está atrelado particularmente pelo algoritimo utilizado K-means, em que se faz uma relação linear entre as médias para formar os grupos. No terreno, não é observado um comportamento linear podendo a zona subhúmida atingir altitudes menores que as esperadas pelo modelo.

Conclusões

A metologia utilizada permitiu uma aproximação de unidades agroecológicas para agrupamentos exclusivamente geomorfológicos. Atingindo graus de coincidências entre os grupos formados em média 60%, sendo que em alguns casos esse valor pode atingir 98% de correspondência.

A importância da carta agroecologia está na dificuldade de obter informaçõe climática nas regiões semiáridas semelhantes a Ilha do Fogo. Em trabalhos futuros essa metodologia poderá ser aplicada em regiões semelhentes, como puderam ser outras ilhas de Cabo Verde.

Agradecimentos

Agradecemos ao Insituto Politécnico de Bragança e a Universidade Federal de Pelotas pelo convênio que possibilitou este estudo. Ao Centro de Investigação de Montanha (CIMO/ESA/IPB) e ao Insituto Nacional de Meteorologia de Cabo Verde (INMG).

Referências bibliográficas

[1] DINIZ, Castanheira & MATOS, Cardoso (1986). Carta de zonagem agro-ecológica e da vegetação – Ilha do Fogo: 1/50000 [Mapa]. Lisboa: Instituto de Investigação Científica Tropical.

[2] MADEIRA, Manuel & RICARDO, Rui P. (2013). Os solos de Cabo Verde. Seu enquadamento no sistema de refêrencia mundal de solos. Revista de Ciências Agrárias, 36(4), 377-392.

[3] Instituto Nacional de Gestão do Território de Cabo Verde (Cartografia). Curvas de nível e pontos cotados da Ilha do Fogo. Disponível a partir de http://idecv-ingt.opendata.arcgis.com/

[4] FIGUEIREDO, T. de, FONSECA, F., & NUNES, L. (2015b). Os solos a suscetibilidade à desertificação no NE de Portugal. In T. de Figueiredo, F. Fonseca & L. Nunes (Eds.), Proteção do solo e Combate a desertificação (pp. 87–100). Bragança - PT: Instituto Politécnico de Bragança - IPB.

[5] CAVALLI, Aline. Áreas ardidas e risco de erosão potencial em zonas de montanha do NE de Portugal. Bragança, Portugal.

Contenido y distribución de Hg en suelos podzólicos del Centro de Portugal

Mercury content and distribution in podzolic soils of Central Portugal

Gómez-Armesto, Antía[1]; Pires-Marques, Paulo Jorge[2]; Pontevedra-Pombal, Xabier[3]; Girão-Monteiro, Fernando Manuel[2]; Valeriano-Madeira, Manuel Armando[2]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1*]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, 32004 Ourense, España

[2]CEF - Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

[3]Departamento de Edafoloxía e Química agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela. Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n, 15786 Santiago de Compostela, España

*edjuanca@uvigo.es

Resumen

Se estudió el contenido y distribución de Hg en seis perfiles de suelos podzólicos del centro de Portugal y se llevó a cabo el cáculo de factores de enriquecimiento de Hg (FE-Hg) usando Ti como elemento conservativo. El contenido de Hg es significativamente diferente para cada horizonte y va desde 4 ng g^{-1} en horizontes E hasta los 12 ng g^{-1} en los horizontes iluviales, muy por debajo de la carga crítica de este metal en suelos. La distribución en profundidad del Hg es similar a la del C, observándose una fuerte disminución en la concentración de ambos en los horizontes eluviales y un pico subsuperficial asociado a horizontes iluviales (Bh, Bs y Bhs). Los FE mostraron que, excepto dos de los perfiles (P10 y P26), el resto están moderadamente enriquecidos en Hg de procedencia atmosférica, dado el bajo contenido de Hg de los horizontes C de estos suelos. Por tanto, los FE constituirían una herramienta útil para discriminar el origen del Hg en suelos podzólicos.

Palabras clave: mercurio, podzol, factor de enriquecimiento, titanio

Abstract

The mercury content and distribution was studied in six podzol profiles from the center of Portugal, as well as the enrichment factor (FE-Hg) using Ti as conservative element. The Hg content was significantly different for each horizon and ranged between 4 ng g^{-1} in E horizons and 12 ng g^{-1} in illuvial horizons, being lower than the Hg critical load stablished for soils. The depth distribution is similar to the C distribution, showing a strong disminution in the concentration of both elements in eluvial horizons and a subsuperficial peak in illuvial horizons (Bh, Bs and Bhs). The FE showed that, except two profiles (P10 and P26), the others are slightly enriched in atmospheric Hg, because of the low Hg content of the C horizons. Thus, FE could constitute a useful tool for distinguishing the origin of Hg in podzolic soils.

Keywords: mercury, podzol, enrichment factor, titanium

Introducción

El mercurio (Hg) es considerado un contaminante global ya que puede ser fácilmente transportado por las masas de aire y depositado en áreas muy alejadas de su fuente de emisión [1]. Aunque la atmósfera es uno de los principales reservorios en el ciclo biogeoquímico del Hg, su presencia en ella se limita como máximo a uno o dos años, periodo tras el cual el Hg se deposita sobre la superficie de los ecosistemas terrestres. Ahí, el Hg se acumula preferentemente en los horizontes superficiales de los suelos debido a su gran afinidad por la materia orgánica [2]. Por esta razón, los suelos forestales constituyen el principal reservorio de Hg en los ecosistemas terrestres, acumulando aproximadamente un 75 % de todo el Hg de la biosfera [3].

Esta tendencia general de los suelos a acumular Hg en las capas más superficiales tiene algunas excepciones. Un caso particular ocurre en los podzols, en los que se han observado picos subsuperficiales de Hg atribuídos a la migración de este metal desde horizontes más superficiales (horizontes O y A). La migración del Hg tiene lugar principalmente asociado a la materia orgánica, si bien los compuestos de Fe y Al también parecen desempeñar un papel clave en esta movilización dada su elevada afinidad geoquímica por el Hg [4]. Como resultado de este proceso, el Hg puede quedar retenido en los horizontes iluviales de podzols, por lo que estos horizontes desempeñan una función ambiental determinante al reducir y/o evitar que el Hg movilizado alcance las aguas superficiales y freáticas.

Los objetivos de este trabajo son: 1) determinar el contenido y la distribución en profundidad de Hg total (Hg_T) en seis suelos podzólicos; y 2) utilizar los valores del factor de enriquecimiento de Hg para averiguar su procedencia dominante discriminando entre fuentes litológicas y atmosféricas.

Material y métodos

El área de estudio se encuentra en la Mata Nacional de Leiría (centro de Portugal), caracterizada por una temperatura media anual de 14 °C y un promedio de precipitación anual de 909 mm. La vegetación está dominada por *Pinus pinaster* y la litología es de naturaleza sedimentaria.

Se seleccionaron seis perfiles representativos de la zona, tomando en cada uno de ellos una muestra por cada horizonte identificado en campo.

En la fracción tierra fina (<2 mm) se determinaron los niveles de C y N totales, el pH en agua (pHw) y la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe).

La determinación de Hg total (Hg_T) se llevó a cabo (por duplicado) en muestras de suelo molido utilizando un autoanalizador de Hg (DMA-80 tri-celda). Cada diez muestras de suelo se analizó el nivel de Hg en materiales de referencia certificados (NCS DC 87101, GBW 07427 y BCR 142r) para evaluar la fiabilidad de los resultados.

El factor de enriquecimiento de Hg (FE-Hg) fue calculado siguiendo la ecuación 1, empleando el Ti como elemento conservativo y los niveles de Ti y Hg en los horizontes C de cada suelo como referencia para la litología local.

$$FE - Hg = \frac{[Hg_T]_{(Hor)}/[Ti]_{(Hor)}}{[Hg_T]_{(HorC)}/[Ti]_{(HorC)}} \quad (1)$$

Se realizaron diferentes test estadísticos (ANOVA y correlaciones bivariadas) para evaluar si el tipo de horizonte era un factor de variación en los niveles de Hg y la relación de este con algunas características generales de los suelos.

Resultados y discusión

Las características principales de los suelos analizados se presentan en la Tabla 1, expresadas como promedio según el tipo de horizonte. Los contenidos totales de C y N son máximos en los

horizontes A (10 y 0.2 g kg^{-1}, respectivamente). Además, destacan los valores medios de C en los horizontes B iluviales (9.6 g kg^{-1}), lo que es coherente con la naturaleza podzólica de los suelos analizados. Del mismo modo, los horizontes E y C son los que presentan menores contenidos medios de C y N (Tabla 1). El pHw de estos suelos es ácido (promedio <5.0) y aumenta ligeramente con la profundidad (desde 4.7 a 5.4, Tabla 1). La CICe es muy baja (<1.7 $cmol_c$ kg^{-1}) y difiere según el tipo de horizonte (F=5.147, p=0.005), siendo algo mayor en los horizontes A y B que en los horizontes E y C.

Los niveles de Hg_T son significativamente diferentes según el tipo de horizonte (F=6.241, p=0.002; Tabla 1), siendo claramente inferiores a los 130 ng g^{-1} establecidos como carga crítica en suelos [5]. El nivel medio de Hg_T en los horizontes A es de 9 ng g^{-1}, derivado principalmente de los procesos de deposición atmosférica. Los horizontes iluviales (Bs, Bhs, Bh) presentan el mayor promedio de Hg_T (12 ng g^{-1}), probablemente como consecuencia de la acumulación del Hg migrado desde capas más superficiales a lo largo del tiempo.

Tabla 1 – Promedio e intervalo de algunas características generales de cada tipo de horizonte (Hor). pHw: pH en agua; C y N: contenido totales de C y N; Hg_T: concentración de Hg total. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas (p<0.01).

Hor	*n*	*C* *g kg^{-1}*	*N* *g kg^{-1}*	*pHw*	*Hg_T* *ng g^{-1}*
A	10	10.0^{a} 0.2–25.2	0.2^{a} 0.0–0.6	4.7^{a} 4.0–5.7	9^{a} 3.4–20.3
E	7	0.5^{b} 0.0–1.9	0.0^{a} 0.0–0.1	5.1^{ab} 4.8–5.9	4^{b} 2.2–6.1
B	13	9.6^{a} 0.1–21.4	0.1^{a} 0.0–0.5	5.0^{ab} 4.5–5.8	12^{a} 2.6–17.3
C	10	1.1^{b} 0.0–2.6	0.0^{a} 0.0–0.1	5.4^{b} 5.0–6.2	8^{ab} 3.9–14.3

El patrón de distribución de Hg_T en profundidad en los suelos analizados se muestra en la Fig. 1. Este patrón está caracterizado por presentar un pico subsuperficial de Hg_T en los horizontes iluviales (Bs, Bh, Bhs) que, en ocasiones, supera la concentración de Hg_T en horizontes A (suelos P6, P8 y P10). Además se observa una clara disminución del Hg_T en los horizontes E, al igual que ocurre con parámetros relacionados con la materia orgánica (C, N y CICe).

Este patrón, con un empobrecimiento de materia orgánica y Hg_T en los horizontes E y su acumulación en los horizontes iluviales (Bh, Bhs, Bs) es consistente con los procesos edafogenéticos dominantes en suelos podzólicos que favorecen la acumulación de Hg en los horizontes iluviales [6].

El factor de enriquecimiento en Hg (FE-Hg) para los suelos estudiados se presenta en la Fig. 2. Excepto en los suelos P10 y P26, los FE-Hg en los horizontes A y B superan claramente el valor de 1 y alcanzan niveles de entre 4 y 7. Esto indica que el Hg_T en esos horizontes presenta un origen predominantemente atmosférico, aunque no es posible distinguir cuanto de ese Hg procede de fuentes naturales o antrópicas. Los bajos valores de Hg_T en los horizontes C sugieren una escasa contribución de la litología al Hg_T presente en los horizontes iluviales. Por lo tanto, los picos de Hg_T en los horizontes iluviales son consistentes con la migración del Hg desde horizontes A durante la podzolización. Esta posibilidad está apoyada por la correlación entre Hg_T y C (r=0.732, p<0.01) y por el hecho de que el C es movilizado en profundidad durante la podzolización. La similitud del patrón en profundidad de Hg y C y la estrecha correlación entre HgT y C ha sido evidenciada también por otros autores en suelos podzólicos [6, 7].

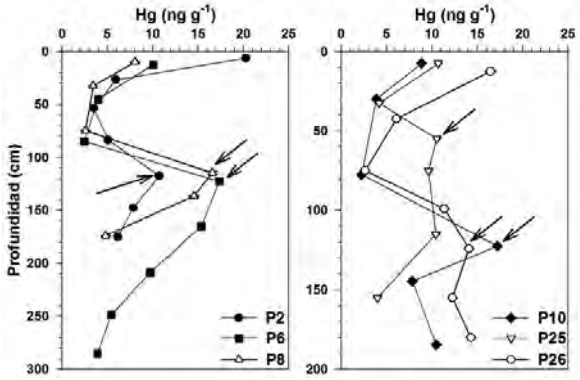


Fig. 1 – Distribución en profundidad de Hg_T en los seis suelos analizados. Las flechas indican la localización de los horizontes iluviales.

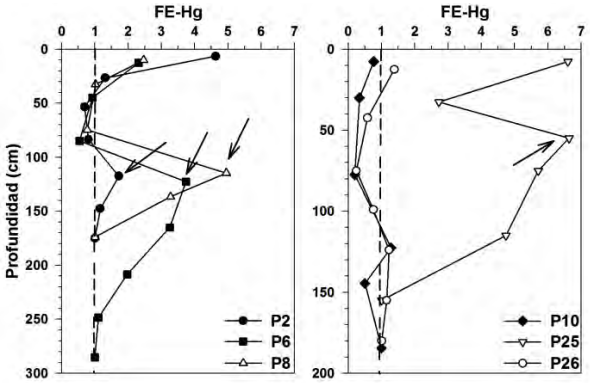


Fig. 2 – Distribución en profundidad de los factores de enriquecimiento de Hg (FE-Hg) en los suelos estudiados. Las flechas indican la localización de los horizontes iluviales. La línea discontinua asociada al valor de 1 representa el límite entre el enriquecimiento y el empobrecimiento relativo de Hg.

Conclusiones

Al contrario que la mayoría de los suelos, en los perfiles estudiados los máximos de Hg_T no se encuentran en superficie sino en horizontes subsuperficiales. Esta circunstancia parece estar relacionada con los procesos de podzolización. Así, la movilización de materia orgánica y compuestos de Fe y Al desde horizontes eluviales hasta horizontes iluviales (Bh, Bs, Bhs) que típicamente ocurre en podzols, sería el mecanismo responsable de la migración del Hg_T. Además, la retención y acumulación de Hg_T en horizontes iluviales estaría evitando que el Hg llegase a las aguas superficiales y subterráneas, donde su potencial transformación en formas órgano-mercuriales podría desencadenar graves problemas de toxicidad para la biota.

Aunque la concentración de Hg de los suelos estudiados está muy por debajo del umbral de carga crítica en suelos, los valores del factor de enriquecimiento (FE-Hg) indicaron que buena parte del Hg_T presente en los horizontes A y B de los suelos P2, P6, P8 y P25 procede de fuentes atmosféricas. Sin embargo, no se observó un enriquecimiento de Hg_T en los perfiles P10 y P26. Estos suelos estarían expuestos a una menor tasa de deposición atmosférica de Hg, o bien que la intensidad de la podzolización en ellos fuese menor incidiendo en una transferencia más limitada de Hg hacia los horizontes iluviales.

En este estudio, la aplicación de los FE constituye una herramienta muy útil para discriminar el origen dominante de Hg en suelos podzólicos entre fuentes atmosféricas y litogénicas.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido apoyado por la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria (Xunta de Galicia) con una ayuda para Grupos de Referencia Competitivos (ED431C 2017/62) al Grupo de Investigación BV1 y por la financiación adjudicada al Centro de Investigaciones Agroambientales y Alimentarias-CIA3. Gómez-Armesto A. Agradece la beca predoctoral de la Xunta de Galicia (ED481A-2016/220).

Referencias bibliográficas

[1] Schroeder, W.H., Munthe, J. 1998. Atmospheric mercury - an overview. ATMOS ENVIRON. 32(5): 809 - 822.

[2] Demers, J.D., Driscoll, C.T., Fahey, T.J., Yavitt, J.B. 2007. Mercury cycling in litter and soil in different forest types in the Adirondack region, New York, USA. ECOL APPL. 17(5): 1341-1351.

[3] Mason, R.P., Sheu, G. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. GLOBAL BIOGEOCHEM CYCLES. 16(4): 40-1.

[4] Schwesig, D., Matzner, E. 2000. Pools and fluxes of mercury and methylmercury in two forested catchments in Germany. SCI TOTAL ENVIRON. 260(1-3): 213-223.

[5] Tipping, E., Lofts, S., Hooper, H., Frey, B., Spurgeon, D., Svendsen, C. 2010. Critical limits for Hg (II) in soils derived from chronic toxicity data. ENVIRON. POLLUT. 158: 2465-2471.

[6] Peña-Rodríguez, S., Pontevedra-Pombal, X., García-Rodeja Gayoso, E., et al. 2014. Mercury distribution in a toposequence of sub-antarctic forest soils of Tierra del Fuego (Argentina) as consequence of the prevailing soil processes. GEODERMA. 232-234:130-140.

[7] Obrist, D., Johnson, D.W., Lindberg, S.E., Luo, Y., Harauk, O., Bracho, R., Battles, J.J., Dail, D.B., Edmonds, R.L., Monson, R.K., Ollinger, S.V., Pallardy, S.G., Pregitzer, K.S., Todd, D.E. 2011. Mercury distribution across 14 U.S. forests. Part I: Spatial patterns of concentrations in biomass, litter and soils. ENVIRON. SCI. TECHNOL. 45(9): 3974-3981.

Fraccionamiento de Cu y Zn en la rizosfera de plantas ruderales de viñedos de la Ribeira Sacra (NO Península Ibérica)

Cu and Zn fractionation in the rhizosphere of wild plants from vineyards of the D.O. Ribeira Sacra (NW Iberian Peninsula)

Pérez-Rodríguez, Paula[1, 2], Fernandéz-Calviño, David[1], Gómez-Armesto, Antía[1], Núñez-Delgado, Avelino[3], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[3], Fernández-Sanjurjo, María Jose[3], Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1*]

[1]Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas s/n 32004 Ourense, España

[2] Laboratory of Hydrology and Geochemistry of Strasbourg (LHyGeS) - Université de Strasbourg/ ENGEES, CNRS, Strasbourg, France

[3] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

*edjuanca@uvigo.es

Resumen

El fraccionamiento de Cu y Zn en muestras de suelo rizosférico, distinguiendo entre ligera y fuertemente adherido a las raíces (en adelante LAR y TAR, respectivamente), se realizó en plantas ruderales de viñedos de la D.O. Ribeira Sacra. Para ello se empleó un procedimiento de extracción secuencial distinguiendo las fracciones soluble al ácido, reducible, oxidable y residual. Los intervalos de Cu total (∑ de las cuatro fracciones) fueron 280-806 y 282-901 mg kg^{-1} para muestras de LAR y TAR, respectivamente, y su distribución estuvo dominada por las fracciones oxidable y residual, suponiendo ambas un promedio del 86% del Cu total. *Picris hieracioides* fue la especie con mayor acumulación de Cu en la rizosfera. Los promedios de Zn total fueron 165 mg kg^{-1} para LAR y 205 mg kg^{-1} para TAR, y su fraccionamiento estaba dominado por la fracción residual (> 74% del Zn total). Estos resultados indican una baja biodisponibilidad del Cu y Zn en las muestras de rizosfera. No obstante, los mayores niveles de Cu soluble al ácido y de Zn reducible en TAR que en LAR sugieren que la actividad radicular incrementa ligeramente la disponibilidad de ambos metales cuanto más adherido esté el suelo a las raíces.

Palabras clave: rizosfera, extracción secuencial, cobre, suelos de viñedo, remediación.

Abstract

The Cu and Zn fractionation in rhizosphere samples was carried out in wild plants from vineyards of the D.O Ribeira Sacra, distinguishing between loosely adhering and tightly adhering rhizosphere (hereinafter referred as LAR and TAR, respectively). For this purpose, a sequential extraction procedure was applied defining the following fractions: acid soluble fraction, reducible fraction, oxidizable fraction and residual fraction. The total Cu (∑ of the four fractions) ranged 280-806 and 282-901 mg kg^{-1}, for LAR and TAR samples, respectively, and its distribution was dominated by the oxidizable and residual fractions, both accounting in average 86 % from the total Cu. *Picris hieracioides* was the specie that accumulated more Cu in the rhizosphere. The mean total Zn values were 165 mg kg^{-1} for LAR and 205 mg kg^{-1} for TAR and its fractionation was dominated by the residual fraction (>74% of the total Zn). These results indicate a low Cu and Zn bioavailability in the rhizosphere samples. However, the higher levels of acid soluble Cu and reducible Zn in TAR compared to LAR samples suggest that the root activity promote a slight increase in the availability of both metals in soil as closer is to root surface.

Keywords: rhizosphere, sequential extraction, copper, vineyard soils, remediation.

Introducción

La aplicación de fungicidas de base cúprica ha provocado una fuerte acumulación de Cu en los suelos de viñedo [1,-4]. El Zn de los suelos de viñedo procede principalmente de fuentes litológicas [5] y del aporte de fertilizantes y pesticidas. La toxicidad potencial del exceso de Cu y Zn en los suelos de viñedo dependerá de su biodisponiblidad es decir, de la fracción de metal móvil que puede ser asimilado por las plantas y microorganismos del suelo [6]. En este sentido, el fraccionamiento de metales en suelos, como los basados en el BCR [7, 8], aporta información valiosa sobre la movilidad potencial.

La vegetación ruderal presente en los suelos de viñedo parece estar adaptada a los excesos de Cu y Zn. Este hecho estaría relacionado con el papel de la rizosfera, la parte del suelo directamente afectada por la actividad de las raíces [9]. En la rizosfera ocurren procesos biogeoquímicos capaces de alterar la distribución y disponibilidad de nutrientes y metales pesados, pudiendo aportar información sobre la capacidad fitorremediadora de estas plantas ruderales [10, 11].

Este estudio plantea como objetivo principal conocer la distribución de Cu y Zn en la rizosfera de plantas ruderales mediante un protocolo de extracción secuencial (basado en el BCR [7]), y la implicación de la rizosfera en la disponibilidad de Cu y Zn en suelos de viñedos contaminados.

Material y métodos

En tres viñedos de la D.O. Ribeira Sacra (NW Península Ibérica) tradicionalmente tratados con fungicidas de base cúprica, denominadas Portotide-O Mato (PM), A Maridora (AM) y Oubenzas (OU), se recogieron individuos de las siguientes especies de plantas ruderales: *Digitaria sanguinalis* (G1), *Setaria viridis* (G2), *Picris hieracioides* (C1), *Conyza albida* (C2), *Tolpis barbata* (C3), *Phytolaca americana* (SB), *Chenopodium album* (R1) y *Rumex induratus* (R2) (Tabla 1). Los especímenes de plantas se extrajeron cuidadosamente del suelo tratando de mantener el sistema radicular lo más íntegro posible.

Para cada especie de planta y viñedo se obtuvieron dos muestras de rizosfera: la rizosfera ligeramente adherida (LAR) y la fuertemente adherida (TAR) a las raíces [12]. Las muestras de rizosfera se secaron (35 °C, 72 h) y se tamizaron (1 mm). Sobre las muestras resultantes se aplicó un protocolo de extracción secuencial (BCR) para conocer la distribución de Cu y Zn, definiendo las siguientes fracciones: a) soluble al ácido (ácido acético 0,11 M, BCR-1), b) reducible (clorhidrato de hidroxilamina 0,1 M pH 2, BCR-2), c) oxidable (H_2O_2 30% a 85-98 ºC y NH_4Ac 1M, BCR-3), y d) residual (digestión en microondas con HNO_3, HF y HCl, BCR-4). La biodisponibilidad de metal sigue la secuencia: BCR-1>BCR-2>BCR-3. La fracción BCR-4 es no biodisponible.

Tabla 1 – Especies ruderales analizadas en cada parcela de viñedo.

Portotide-O Mato	Maridora	Oubenzas
D. sanguinalis	*D. sanguinalis*	*D. sanguinalis*
S. viridis	*P. hieracioides*	*P. hieracioides*
P. hieracioides	*C. albida*	*C. albida*
C. albida	*T. barbata*	*P. americana*
	P. americana	*C. album*
	R. induratus	

Resultados y discusión

Los valores más elevados de Cu total (∑BCR-1,2,3,4) se obtuvieron para las muestras de rizosfera de *P. hieracioides* (C1), con 807 mg kg^{-1} en la muestra de LAR en el viñedo PM y de hasta 897 mg kg^{-1} en las muestras de TAR del viñedo OU (Fig. 1 y 2). Para el resto de especies, los niveles de Cu total en las muestras de LAR y TAR son menores, variando entre 280 y 420 mg kg^{-1}.

La distribución de Cu en las muestras de LAR está mayoritariamente dominada por las fracciones oxidable y residual (BCR-3 y BCR-4) suponiendo, como promedio, el 45 y 42 % de todo el Cu, respectivamente. Los porcentajes medios de Cu total en las muestras de TAR fueron del 56% para BCR-3 y del 32% para BCR-4. El Cu de la

fracción reducible (BCR-2) fue inferior al 6% del Cu total para las muestras de LAR (8-80 mg kg^{-1}) y TAR (5-47 mg kg^{-1}), mientras que la fracción de Cu soluble al ácido fue mayor en las muestras TAR (8% del Cu total, 14-75 mg kg^{-1}) que en las LAR (5%, 15-60 mg kg^{-1}) El fraccionamiento del Cu revela un predominio de la fracción menos biodisponible (BCR-3) y de la residual, aunque las muestras de rizosfera más influenciadas por las raíces (TAR) mostraron un aumento de la fracción de Cu más biodisponible (BCR-1).

Los niveles de Zn total (∑BCR-1,2,3,4) variaron entre 112 y 252 mg kg^{-1} en las muestras de LAR y entre 114 y 318 mg kg^{-1} para las de TAR (Fig. 3 y 4). Los niveles más elevados de Zn se encontraron en la rizosfera de las plantas analizadas en el viñedo Portotide-O Mato como *P. hieracioides* (C1) y *C. albida* (C2) (Fig. 3). En las otras dos fincas, los valores de Zn total para LAR variaron entre 112 y 183 mg kg^{-1}, siendo algo mayores en el caso de las muestras de TAR (114-318 mg kg^{-1}; Fig. 4).

El fraccionamiento del Zn en las muestras de rizosfera esta dominada por la fracción residual, tanto en las muestras de LAR (60-92% del Zn total) como de TAR (44-91% del Zn total), indicando la baja disponibilidad de Zn en las muestras de suelo rizosférico. Al contrario que con el Cu, la fracción oxidable de Zn (BCR-3) solo supone como promedio un 2 o 4% del Zn total (equivalente a 3 o 9 mg kg^{-1}) en las muestras de LAR y TAR, respectivamente (Fig. 3 y 4). Sin embargo, la fracción de Zn soluble al ácido (BCR-1) es la segunda en abundancia variando entre el 5 y el 24 % del Zn total en muestras de LAR (promedio de 17 mg kg^{-1}) como en muestras de TAR (promedio de 25 mg kg^{-1}). El intervalo de valores de Zn en las muestras de LAR y TAR de BCR-1 son muy similares entre sí (6-44 y 6-61 mg kg^{-1}, respectivamente), aunque en el caso del Zn del BCR-2 son mayores para las muestras de TAR (3-66 mg kg^{-1}) que para las de LAR (2-25 mg kg^{-1}). No obstante, las formas reducibles de Zn en las muestras TAR apenas llegan al 10% del Zn total.

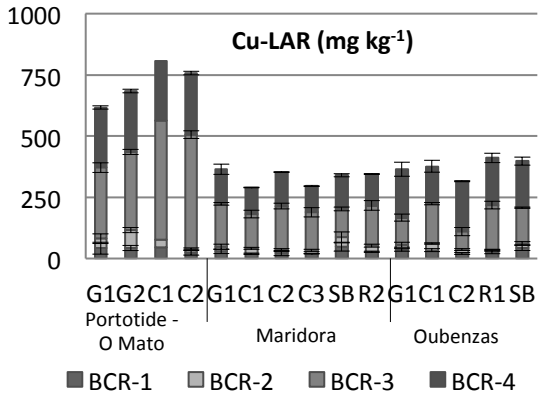


Fig. 1 – Distribución de Cu en muestras de rizosfera-LAR para plantas ruderales de viñedos de la D.O. Ribeira Sacra.

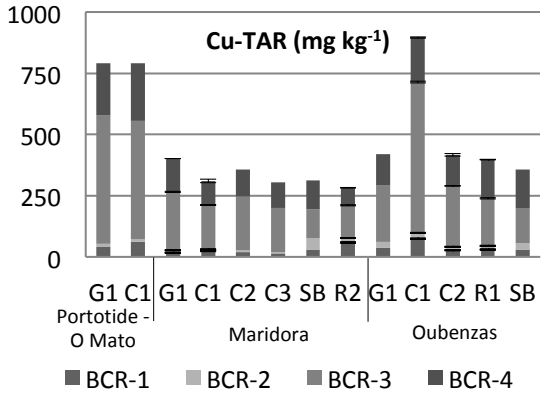


Fig. 2 – Distribución de Cu en muestras de rizosfera-TAR para plantas ruderales de viñedos de la D.O. Ribeira Sacra.

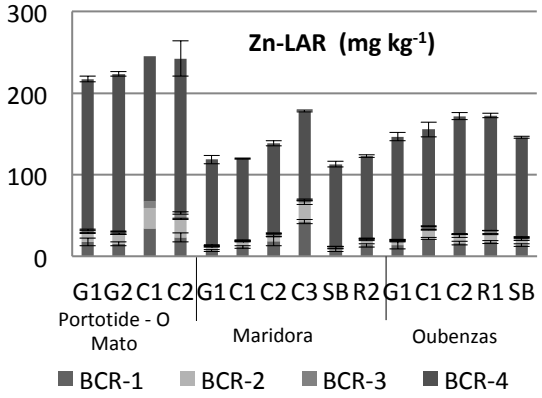


Fig. 3 – Distribución de Zn en muestras de rizosfera-LAR para plantas ruderales de viñedos de la D.O. Ribeira Sacra.

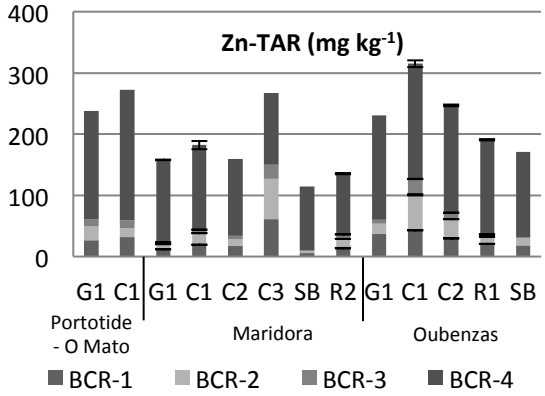


Fig. 4 – Distribución de Zn en muestras de rizosfera-TAR para plantas ruderales de viñedos de la D.O. Ribeira Sacra.

Conclusiones

El fraccionamiento de Cu y Zn en las muestras de rizosfera está dominado por las fracciones menos biodisponibles, la oxidable (BCR-3) y la residual (BCR-4). No obstante, la actividad radicular parece incrementar la biodisponibilidad de Cu y Zn en el entorno edáfico más próximo a las raíces, al menos atendiendo a los valores más elevados de Cu en la fracción BCR-1 y de Zn en la fracción BCR-2 en las muestras TAR respecto de las muestras LAR. De entre las plantas ruderales evaluadas, la capacidad de *P. hieracioides* (C1) de acumular Cu en su rizosfera podría resultar de elevado interés desde la perspectiva de la fitorremediación.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido apoyado por la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria (Xunta de Galicia) con una ayuda para Grupos de Referencia Competitivos (ED431C 2017/62) al Grupo de Investigación BV1. Gómez-Armesto A. agradece la beca predoctoral de la Xunta de Galicia (ED481A-2016/220). Pérez-Rodríguez P. agradece el contrato postdoctoral a la Xunta de Galicia (ED481B 2017/31)

Referencias bibliográficas

[1] Brun, L.A., Maillet, J., Hinsinger, P., Pépin, M. 2001. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. ENVIRON POLLUT 111: 293 - 302.

[2] Arias, M., López, E., Fernández, D., Soto, B. 2004. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copperbased fungicides SOIL SCI, 169: 796 - 805.

[3] Komárek, M., Száková, J., Rohošková, M., Javorská, H., Chrastný, V., Balík, J. 2008. Copper contamination of vineyard soils from small wine producers: A case study from the Czech Republic. GEODERMA 147: 16 - 22.

[4] Gómez-Armesto, A., Carballeira-Díaz, J., Pérez-Rodríguez, P., Fernández-Calviño, D., Arias-Estévez, M., Nóvoa Muñoz, J.C., Álvarez-Rodríguez, E., Fernández-Sanjurjo, M.J., Núñez-Delgado, A. 2015. Copper content and distribution in vineyard soils from Betanzos (A Coruña, Spain). SPAN J SOIL SCI 5: 60 - 71

[5] Fernández-Calviño, D., Pateiro-Moure, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Garrido-Rodríguez, B., Arias-Estévez, M. 2012. Zinc distribution and acid-base mobilisation in vineyard soils and sediments. SCI TOTAL ENVIRONMENT 414: 470-479.

[6] Cipullo, S., Prpich, G., Campo, P., Coulon, F. 2018 Assessing bioavailability of complex chemical mixtures in contaminated soils: Progress made and research needs. SCI TOTAL ENVIRONMENT 615: 708-723.

[7] Ure, A.M., Quevauviller, P., Griepink, B. 1993. Speciation of Heavy Metals in Soils and Sediments. An Account of the Improvement and Harmonization of Extraction Techniques Undertaken Under the Auspices of the BCR of the Commission of the European Communities INT J ENVIRON AN CH 51: 135-151.

[8] Rauret, G., López-Sánchez, J.F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P. 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. J ENVIRON MONITOR 1: 57-61.

[9] Hinsinger, P., Bengough, A.G., Vetterlein, D., Young, I.M. 2009. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. PLANT SOIL 321: 117-152.

[10] MacKie, K.A., Müller, T., Kandeler, E. 2012. Remediation of copper in vineyards - A mini review ENVIRON POLLUT 167: 16-26.

[11] Brunetto, G., Bastos de Melo, G.W., Terzano, R., Del Buono, D., Astolfi, S., Tomasi, N., Pii, Y., Mimmo, T., Cesco, S. 2016. Copper accumulation in vineyard soils: Rhizosphere processes and agronomic practices to limit its toxicity. CHEMOSPHERE 162: 293-307.

[12] Otero, X.L., Álvarez, E., Fernández-Sanjurjo, M.J., Macías, F. 2012. Micronutrients and toxic trace metals in the bulk and rhizosphere soil of the spontaneous vegetation at an abandoned copper mine in Galicia (NW Spain). J GEOCHEM EXPLOR 112: 84-92.

Retención de cromo VI y fluoruro en suelos y material pirítico tratados con diversos subproductos

Retention of chromium VI and fluoride on soils and pyritic material amended with by-products

Romar-Gasalla, Aurora[1], Santás-Miguel, Vanesa[2], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[2], Arias-Estévez, Manuel[2], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[1], Fernández-Sanjurjo, María J.[1], Núñez-Delgado, Avelino[1,*]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Ingeniería, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

[2] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, 32004 Ourense, España

* avelino.nunez@usc.es

Resumen

Se estudia la retención de cromo(VI) y fluoruro en suelos, material pirítico, y subproductos, así como en suelo forestal, de viñedo y material pirítico enmendados con corteza de pino, ceniza de roble y concha de mejillón. La sorción de Cr(VI) fue >97% en la corteza de pino (desorción <1,5%), y 55-98% en el material pirítico (desorción 0,6-9%), mientras que la sorción de Cr(VI) fue siempre <32% y la desorción 22-100%, para los suelos forestal y de viñedo, ceniza de roble, concha de mejillón y residuos de cáñamo. Por otro lado, la sorción de fluoruro fue de 62-73% para la corteza de pino (desorción 10-15%), 60-69% para la ceniza de roble (desorción 11-14%), 60-73% para el suelo forestal (desorción 19-36%), 60-67% para el material pirítico (desorción 13-15%), 49-64% para el suelo de viñedo (desorción 24-27%) y 26-36% para los residuos de cáñamo (desorción 41-59%). Las tres enmiendas aumentaron la retención de F^- en ambos suelos y material pirítico. Además, la corteza de pino aumentó la retención de Cr(VI). Estos resultados podrían ayudar a programar el correcto manejo de suelos, y el reciclaje de subproductos, en situaciones y/o compartimentos ambientales afectados por contaminación por Cr(VI) y F^-.

Palabras clave: cromo, fluoruro, retención, subproductos, suelo

Abstract

We study chromium (VI) and fluoride retention in soils, pyritic material, pine bark, oak ash, hemp waste and mussel shell, as well as on forest and vineyard soil and pyritic material amended with pine bark, oak ash, and mussel shell. Cr(VI) sorption was >97% on pine bark (desorption <1.5%), and 55-98% on pyritic material (desorption 0.6-9%), while Cr(VI) sorption was always <32%, and desorption 22-100%, for forest and vineyard soils, oak ash, mussel shell and hemp waste. On the other hand, fluoride sorption was 62-73% for pine bark (desorption 10-15%), 60-69% for oak ash (desorption 11-14%), 60-73% for forest soil (desorption 19-36%), 60-67% for pyritic material (desorption 13-15%), 49-64% for vineyard soil (desorption 24-27%), and 26-36% for hemp waste (desorption 41-59%). Amendment with pine bark, oak ash, and mussel shell increased F^- retention on both soils and pyritic material. The pine bark amendment also increased Cr(VI) retention. These results could aid to correctly manage soils and recycle the by-products studied, in situations and/or environmental compartments affected by Cr(VI) and F^- pollution.

Keywords: chromium, fluoride, retention, by-products, soil

Introducción

Con el fin de reducir los problemas de contaminación ambiental por cromo hexavalente (Cr(VI)) y por fluoruro (F^-), en los últimos años se ha prestado atención creciente a diversos materiales adsorbentes, especialmente a biosorbentes de bajo coste [1-3].

Dados los antecedentes y la situación actual del problema, en este trabajo se estudia la retención de Cr(VI) y F^- en muestras de suelos y subproductos, algunos de los cuales han sido considerados anteriormente para restauración de zonas degradadas. Los resultados del estudio podrían ayudar a gestionar adecuadamente suelos, áreas degradadas y aguas contaminadas, cuando se encuentran afectados por Cr(VI) y F^-, así como a promover el correcto reciclaje de los subproductos estudiados.

Material y métodos

En este estudio se utilizaron muestras de suelo forestal y de viñedo, de material pirítico procedente de una escombrera en fase de restauración, y de diversos subproductos (concha de mejillón, corteza de pino, ceniza de roble y residuos de cáñamo). Además, distintas muestras de suelo forestal, de viñedo y de material pirítico fueron enmendadas individualmente con 48 t ha^{-1} de ceniza de roble, corteza de pino, y concha de mejillón (los tres subproductos que mostraron la mayor retención de Cr(VI) y F^-). Todos los materiales fueron caracterizados aplicando métodos estandarizados.

Experimentos de sorción/desorción de Cr(VI) y F^-

A cada uno de los materiales individuales y a los enmendados se les añadieron concentraciones crecientes (0, 0,5, 1,5, 3 y 6 mmol L^{-1}) de Cr (VI) y F^-, respectivamente. Estas suspensiones se agitaron, se centrifugaron y se filtraron, todo ello en condiciones controladas y estandarizadas. Cr, F^-, y pH fueron determinados en el líquido filtrado, usando métodos estándar. La sorción se calculó por diferencia entre las concentraciones añadidas y las remanentes en las disoluciones de equilibrio.

Para determinar la desorción, después de finalizar los experimentos de sorción, a cada muestra se le añadió $NaNO_3$ 0,01 M, se agitó, centrifugó y filtró, y se cuantificaron Cr, F^- y pH, con métodos estándar. La desorción se calculó después de determinar las concentraciones liberadas a la solución de equilibrio, con respecto a las previamente retenidas. Todos los experimentos se realizaron por triplicado. Se calcularon los parámetros correspondientes a la estadística descriptiva, e igualmente ser llevaron a cabo como análisis de correlaciones entre variables, considerando diferencias significativas a los niveles $p < 0,05$ y $p < 0,01$.

Resultados y discusión

Retención de Cr(VI) y F^- en los materiales individuales

Los datos presentados en la Figura 1 indican que cuando se añade la mayor concentración de Cr(VI) (6 mmol L^{-1}), el material pirítico sorbe el 55%, y llega hasta el 98% cuando se agrega la concentración más baja (0,5 mmol L^{-1}). La sorción fue del 11-23% para el suelo forestal, y del 7-20% para el de viñedo. La corteza de pino fue el subproducto con la mayor sorción (99%), con valores más bajos en la ceniza de roble (19-32%), 0-15% en la concha de mejillón, y 6-20% en el residuo de cáñamo. Por tanto, los sorbentes con pH más ácido (corteza de pino y material pirítico) fueron los que presentaron la mayor retención de Cr(VI).

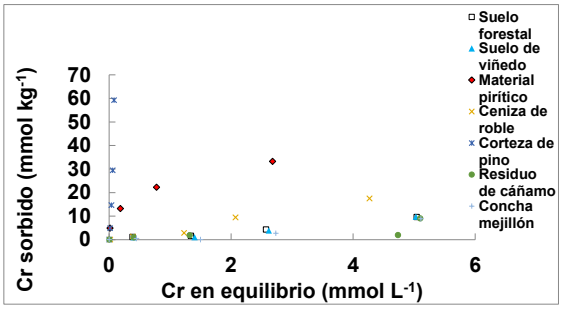


Fig. 1 – Cr(VI) sorbido (mmol kg^{-1}), en función del presente en la solución de equilibrio (mmol L^{-1}) en los suelos y subproductos individuales estudiados. Valores promedio para tres réplicas, con coeficientes de variación <5%.

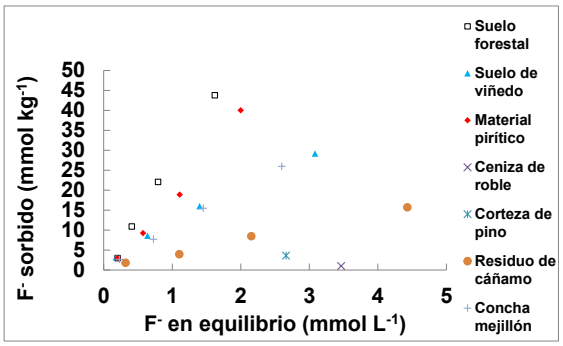


Fig. 2 – F^- sorbido (mmol kg^{-1}), en función del presente en la solución de equilibrio (mmol L^{-1}) en los suelos y subproductos individuales estudiados. Valores promedio para tres réplicas, con coeficientes de variación <5%.

Teniendo en cuenta los resultados de la caracterización analíticas de los suelos y subproductos utilizados (datos no presentados), la mayor sorción de Cr(VI) en los materiales que tienen un pH más ácido puede relacionarse con la presencia de componentes de carga variable (materia orgánica, minerales no cristalinos, y arcillas en el material pirítico), cargados positivamente a esos pH. Por otro lado, la alta sorción de Cr(VI) en la corteza de pino puede relacionarse con la presencia de grupos funcionales orgánicos que protonan a pH ácido.

A partir de los resultados presentados en la Figura 2 se pone en evidencia que el suelo forestal sorbió porcentajes superiores de F^- (60-73%) que el viñedo y que el material pirítico (64-49% y 60-67%, respectivamente). En cuanto a los subproductos, el orden de sorción fue: corteza de pino > ceniza de roble > concha de mejillón > residuos de cáñamo. Específicamente, la corteza de pino y la ceniza de roble sorbieron 63-73% y 60-69% del F^- agregado, respectivamente, mientras que la sorción fue 43-54% para la concha de mejillón, y 26-36% para el residuo de cáñamo.

La mayor sorción de F^- en el suelo forestal y en el material pirítico se relaciona con el Al y Fe no cristalinos, con carga positiva a pH ácido, que pueden sorber F^- mediante atracción electrostática (complejos de esfera externa). La sorción también puede ocurrir en complejos organoalumínicos, así como como por intercambio con grupos OH (complejos de esfera interna). La mayor sorción de F^- en el suelo forestal puede relacionarse con su mayor contenido de materia orgánica respecto al material pirítico. La sorción en la corteza de pino está vinculada a grupos funcionales orgánicos que protonan a pH ácido, atrayendo F^-. En la concha de mejillón el F^- se une a los carbonatos mediante complejos de esfera interna con Ca. El cáñamo presentaba pH alcalino, con grupos funcionales cargados negativamente que necesitan un puente catiónico para sorber F^-. La ceniza de roble presenta alto contenido de Fe_o y Al_o, con dominio de cargas negativas al pH de ese material, de modo que la sorción de F^- ocurriría a través de un puente catiónico. Además, contiene óxidos, relacionados con la sorción de compuestos aniónicos.

Retención de Cr(VI) y F- en los materiales enmendados

Como se muestra en la Figura 3, la incorporación de corteza de pino aumentó la sorción de Cr(VI) en los dos suelos y en el material pirítico, alcanzando en el suelo

de viñedo un máximo comprendido entre 73-95%. El resto de las enmiendas no causó un incremento significativo en la sorción de Cr(VI), a excepción de la ceniza de roble en el suelo forestal.

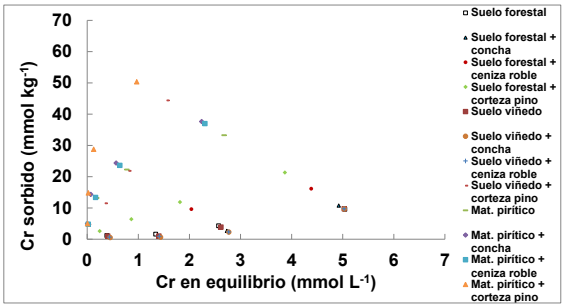


Fig. 3 – Cr(VI) sorbido (mmol kg^{-1}), en función del presente en la solución de equilibrio (mmol L^{-1}) en los suelos y material pirítico enmendados con subproductos o no enmendados. Valores promedio para tres réplicas, con coeficientes de variación <5%.

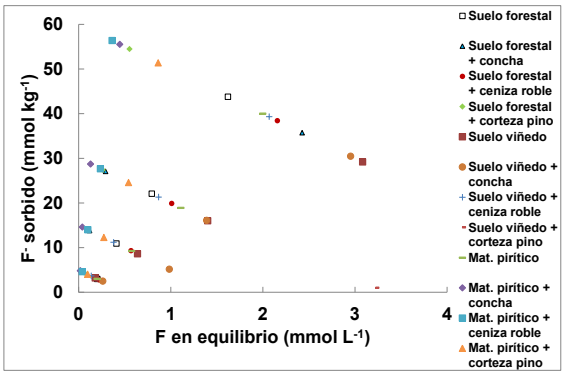


Fig. 4 – F^- sorbido (mmol kg^{-1}), en función del presente en la solución de equilibrio (mmol L^{-1}) en los suelos y material pirítico enmendados con subproductos o no enmendados. Valores promedio para tres réplicas, con coeficientes de variación <5%.

La Figura 4 muestra que la sorción de F^- en el material pirítico aumentó con todas las enmiendas, llegando a 93-97% con la concha de mejillón, a 92-94% con la ceniza de roble, y a 80-86% con la corteza de pino. La sorción en el suelo del viñedo se incrementó con la ceniza de roble (llegando a 66-75%) y con la corteza de pino (64-86%), pero no con la concha de mejillón (48-54%). En el suelo forestal, la sorción aumentó con la corteza de pino (88-93%) y con la concha de mejillón (90-92%), pero no con la ceniza de roble (56-66%).

Conclusiones

La mayor retención de Cr(VI) correspondió a la corteza de pino (sorción >97%, desorción <1,5%), seguida del material pirítico, mientras que los suelos forestal y de viñedo, ceniza de roble, concha de mejillón y residuos de cáñamo presentaron sorción <32% y desorción 22-100%. La mayor retención de F^- correspondió a la corteza de pino (sorción 63-73%, desorción 10-15%), ceniza de roble, suelo forestal y material pirítico, con peores resultados para el suelo de viñedo (sorción 49-64%, desorción 24-27%), y para el residuo de cáñamo (sorción 26-36%, desorción 41-59%). Las enmiendas con subproductos causaron un aumento general en la retención de F^-, mientras que la enmienda con corteza de pino aumentó la retención de Cr(VI).

Agradecimientos

Trabajo financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (España), con cargo a los Proyectos de Investigación CGL2012-36805-C02-01 y CGL2012-36805-C02-02.

Referencias bibliográficas

[1] Akram, M., Bhatti, H.N., Iqbal, M., Noreen, S., Sadaf, S. 2017. Biocomposite efficiency for Cr(VI) adsorption: Kinetic, equilibrium and thermodynamics studies. J. ENVIRON. CHEM. ENG. 5(1): 400-411.

[2] Ravulapalli, S., Kunta, R. 2017. Defluoridation studies using active carbon derived from the barks of Ficus racemosa plant. J. FLUORINE CHEM. 193: 58-66.

[3] Zhang, X., Zhang, L., Li, A. 2018. Eucalyptus sawdust derived biochar generated by combining the hydrothermal carbonization and low concentration KOH modification for hexavalent chromium removal. J. ENVIRON. MANAGE. 206: 989-998.

Adsorción-desorción de MPCA en tres suelos de ambiente mediterráneo enmendados con compost de alperujo

Sorption-desorption of MCPA in three Mediterranean soils amended with composted olive-mill waste

Peña, David[1]; López-Piñeiro, Antonio[1]; Albarrán, Angel[2]; Gómez, Soraya[1]; Rozas, M ªÁngeles[2]; Rato-Nunes, José Manuel[3]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura. Avda de Elvas s/n, 06071 — Badajoz, Spain. * davidpa@unex.es; piñeiro@unex.es; angliso@unex.es; sorayagf@unex.es; marozas@unex.es, ratonunes@esaelvas.pt

[2] Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura. Ctra. de Cáceres. 06071 — Badajoz, Spain.

[3] Escola Superior Agraria de Elvas. Apartado 254. 7350 Elvas, Portugal.

Resumen

El herbicida MCPA es ampliamente utilizado a nivel mundial para el control de malezas post-emergencia y es uno de los plaguicidas más abundantes en términos de frecuencia de detección en ríos, lagos y aguas subterráneas. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto que los residuos de almazara compostados ejercen en la adsorción y desorción de MCPA en tres suelos de ambiente mediterráneo (uno del suroeste de España, "S1", y dos de Palestina, "S2 y S3"). Los suelos fueron enmendados en el laboratorio con alperujo compostado (AC) a una tasa de 0%, 5% y 10% en peso. Se usó un método de equilibrio por lotes para determinar la adsorción-desorción de MCPA. Comparado con los suelos no enmendados, la capacidad de adsorción se incrementó por el factor 1,6, 2,1, y 3 para la dosis de aplicación del 5% en los suelos S1, S2, y S3, respectivamente. Los coeficientes de histéresis fueron significativamente más elevados en los suelos modificados con AC, indicando que MCPA difícilmente podría ser desorbido en estos suelos. La aplicación de AC en los suelos seleccionados, caracterizados por su bajo contenido en materia orgánica, puede ayudar a prevenir la contaminación de aguas por MCPA.

Palabras clave: Adsorción, compost, enmienda orgánica, MCPA, suelo.

Abstract

The MCPA herbicide is widely used in farming worldwide for post-emergence weed control, and is one of the most abundant pesticides in terms of frequency of detection in rivers, lake and groundwater. The aim of this study was to evaluate the effect of composted olive-mill waste on the sorption-desorption of the herbicide MCPA in three Mediterranean soils (one from Southwestern Spain, “S1”, and two from Palestine, “S2 and S3”). The soils were amended in the laboratory with composted olive-mill waste (AC) at a rate of 0%, 5% and 10% by weight. A batch equilibration method was used to determine MCPA sorption-desorption. Compared to unamended soils, the adsortion capacity increased by factors 1.6, 2.1, and 3 for the 5% rate of application in S1, S2, and S3, respectively. The hysteresis coefficients were significantly higher in the AC-amended soils, indicating that the adsorbed MCPA could hardly be desorbed in these soils. The application of AC in agricultural Mediterranean soils, characterized by their low organic matter contents, can help to prevent water contamination by MCPA.

Keywords: Sorption, compost, organic amendment, MCPA, soil.

Introducción

Una de las industrias agroalimentarias más importantes en España, económica y socialmente, es la producción de aceite de oliva, siendo nuestro país el mayor productor a nivel mundial. En España, la tecnología de extracción más empleada utiliza el sistema de centrifugación de dos fases, generando un subproducto conocido como alperujo. Este subproducto se produce en una proporción aproximada de 0,8 kilogramos por cada kiligramo de aceituna generándose, solamente en España, una cantidad superior a los 4 millones de toneladas del mismo en cada campaña [1].

El alperujo presenta un elevado contenido en materia orgánica y carece de metales pesados. Sin embargo, su elevado contenido en humedad ocasiona un difícil manejo de este residuo, y además, la pequeña fracción fenólica que presenta podría ocasionar un cierto comportamiento tóxico en función del tipo de cultivo. Por ello, resulta aconsejable que el alperujo experimente un proceso de maduración o compostaje para obtener así un producto con menor toxicidad y de fácil manejo. El uso de este producto como enmienda orgánica, además de ser una estrategia interesante para los suelos mediterráneos caracterizados por su bajo contenido en materia orgánica, puede contribuir a minimizar la contaminación de aguas superficiales y subterráneas causada por la aplicación de pesticidas y otros agroquímicos.

El herbicida MCPA es ampliamente utilizado en todo el mundo para el control de malezas. Este herbicida presenta una solubilidad en agua relativamente alta (825 mg L^{-1}), además de un bajo potencial de retención en suelos. Por tanto, y de forma frecuente, su concentración en aguas subterráneas y superficiales ha sido superior a los límites establecidos por la legislación europea (0,1 μg L^{-1}) [2].

El objetivo global de este trabajo es determinar los efectos que la aplicación de alperujo compostado (AC) ejerce sobre los procesos de adsorción-desorción del herbicida MCPA en tres suelos diferentes de ambiente mediterráneo dedicados al cultivo del olivar.

Materiales y métodos

Suelos y enmienda orgánica

Se seleccionaron tres suelos representativos de olivar, uno del suroeste de España, “S1”, (46,8% de arcilla, 20,5% de arena y 32,7% de limo), y dos procedentes de Palestina, "S2" (46,6% de arcilla, 33,9% de arena y 19,5% de limo) y "S3" (31,8% de arcilla, 26,5% de arena y 41,7% de limo). La enmienda orgánica seleccionada fue alperujo, compostado mediante el sistema abierto con formación de pilas y aireación mediante volteos mecánicos. Las propiedades del alperujo compostado (AC) son las siguientes: pH (H_2O) 8,72, 383 g kg^{-1} de carbono orgánico total, 16,0 g kg^{-1} de carbono orgánico hidrosoluble y 2,50 g kg^{-1} de polifenoles. El AC se secó al aire, se homogeneizó a <2 mm y se agregó a los suelos no enmendados en el laboratorio en dosis de 5% y 10% en peso. Las muestras de los suelos modificados así obtenidas se etiquetaron como S1AC5 y S1AC10, S2AC5 y S2AC10, S3AC5 y S3AC10 (5% y 10% de AC para los suelos S1, S2 y S3, respectivamente).

La textura se determinó por sedimentación usando el método de la pipeta. El carbono orgánico total (COT) se determinó por oxidación con dicromato. El carbono orgánico hidrosoluble se extrajo con agua desionizada en relación 3:1 (agua/suelo) y 100:1 (agua/AC). Los ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF) se extrajeron con una solución de 0,1M $Na_4P_2O_7$ + NaOH usando una relación de extractante a muestra de 10:1, y para precipitar ácido húmico el sobrenadante se acidificó a pH 2 con H_2SO_4. El pH se midió en 1:1 (p/v) suelo/agua y en 1:5 (p/v) AC/agua usando un electrodo de vidrio.

Estudios de adsorción-desorción

Las isotermas de adsorción del herbicida

MCPA se realizaron haciendo interaccionar 5 g de suelo con 10 mL de $CaCl_2$ 0,01M (para mantener la fuerza iónica constante) a las concentraciones de 5, 10, 20, 40 y 50 μM de MCPA. Las isotermas de adsorción se ajustaron a la forma logarítmica de la ecuación de Freundlich: log Cs = log K_f + n_f log Ce, donde Cs (μmol kg^{-1}) es la cantidad de herbicida adsorbido en la concentración de equilibrio Ce (μmol L^{-1}), y K_f y n_f son las constantes empíricas de Freundlich. La desorción se midió inmediatamente después de la adsorción por dilución sucesiva desde los puntos de concentración inicial de 50 μM, calculando los coeficientes de histéresis (H), según la ecuación: $H = n_{fadsorción}/n_{fdesorción}$.

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se representan las isotermas de adsorción de MCPA para los suelos seleccionados. Las isotermas son de tipo L (n_f<1) según la clasificación [3], de forma que a medida que transcurre la isoterma, aumenta la dificultad de adsorción de las moléculas del MCPA por no encontrar sitios de adsorción vacantes.

Con el fin de poder comparar numéricamente las diferentes isotermas de los distintos tratamientos, se han ajustado los valores de adsorción-desorción a la ecuación de Freundlich, calculando los parámetros de adsorción-desorción, recogidos en la Tabla 1, junto con el factor de ajuste R^2 a la ecuación de Freundlich.

En primer lugar, destacar los altos valores de coeficiente de ajuste obtenidos, (R^2 ≥ 0,939), indicando que las isotermas de adsorción en todos los suelos sin enmendar y enmendados con AC fueron satisfactoriamente descritas por la ecuación de Freundlich (Tabla 1).

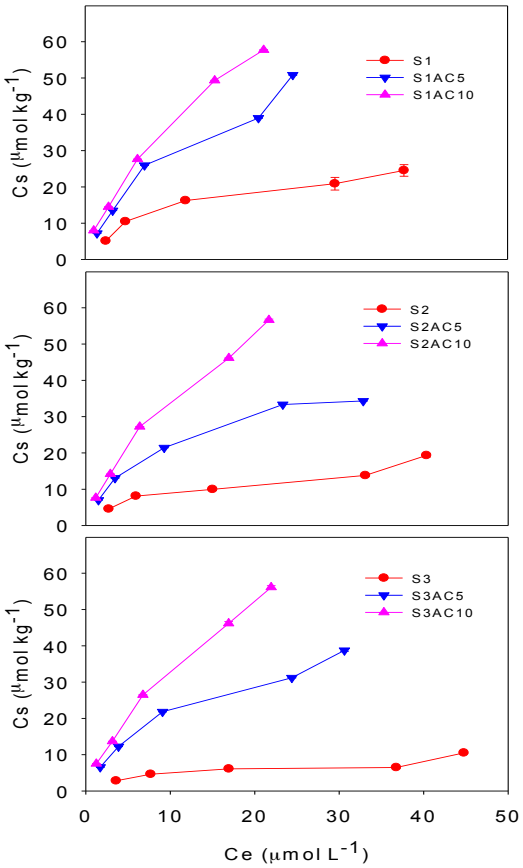


Fig 1. Efecto de la aplicación de alperujo compostado sobre la adsorción de MCPA en los diferentes suelos.

Tabla 1. Efecto de la aplicación de alperujo compostado sobre los parámetros de adsorción y desorción de MCPA

	n_f	k_f	R^2	H
S1	0,523±0,07	3,86 (3,15-4,72)	0,939	3,40
S1AC5	0,648±0,05	6,23 (5,55-6,58)	0,981	19,2
S1AC10	0,667±0,02	7,79 (7,48-8,11)	0,997	10,6
S2	0,466±0,06	3,06 (2,57-3,63)	0,948	7,44
S2AC5	0,516±0,04	6,30 (5,69-6,99)	0,979	15,8
S2AC10	0,685±0,03	6,95 (6,58-7,34)	0,996	10,4
S3	0,439±0,02	1,74 (1,36-2,22)	0,958	2,62
S3AC5	0,587±0,04	5,22 (4,68-5,83)	0,982	9,53
S3AC10	0,706±0,02	6,39 (6,10-6,69)	0,997	10,8

H, Histéresis.

Los valores de K_f (capacidad de adsorción) para la adsorción de MCPA en los suelos sin enmendar oscilaron entre 1,74 y 3,86 para el suelo S3 y S1, respectivamente (Tabla 1).

El valor más bajo de K_f observado en el suelo S3 podría ser atribuido al bajo contenido en COT que presenta este suelo (1,8 g kg^{-1}), muy inferior a los suelos S1 y S2 (10,8 y 9,4 g kg^{-1}).

Por otra parte, los valores de K_f en los suelos sin enmendar indicaron un descenso de la adsorción de MCPA

originado por el incremento de los valores de pH, hecho que es consistente con las correlaciones negativas frecuentemente observadas entre la adsorción de herbicidas ácidos como MCPA y los valores de pH del suelo [4].

La aplicación de AC incrementó la capacidad de adsorción del herbicida en todos los suelos seleccionados, aunque las magnitudes fueron diferentes para cada uno de ellos. En particular, cuando se aplicó un 5% de AC, los valores de K_f se incrementaron 1,6, 2,1 y 3,0 veces para los suelos S1, S2 y S3, respectivamente. Cabe destacar que los incrementos más bajos en la adsorción de MCPA, tras recibir AC, se registraron en el suelo S1, lo que puede ser reflejo del incremento observado en los valores de pH para este suelo (pH de 5,34 para S1 y de 7,08 para S1AC10). Sin embargo, la aplicación del AC provocó una disminución en los valores de pH de S2 y S3 (pH de 8,18 para S2 y de 7,87 para S2AC10 y de 8,77 para S3 y de 8,36 para S3AC10).

Las mayores capacidades de adsorción se obtuvieron en los tres suelos cuando se aplicó la mayor dosis de enmienda, indicando el efecto positivo del AC en la adsorción de MCPA, confirmado por la correlación positiva que existe entre los valores de K_f y el contenido en COT (0,953, $p<0,01$). Además, K_f también mostró correlación positiva y significativa con el contenido en AH y AF (valores no mostrados) (0,939 y 0,944, $p<0,01$), respectivamente, indicando el importante papel que el grado de humificación de la enmienda ejerce en la adsorción de MCPA [5].

Con respecto a los estudios de desorción, destacar cómo los valores de histéresis observados en los suelos enmendados, independientemente de la dosis y el suelo (Tabla 1), fueron muy superiores a los suelos sin enmendar. Este hecho indica que la materia orgánica de AC aporta un gran número de sitios activos para la adsorción del MCPA y, por tanto, las moléculas del herbicida no se desorben con facilidad, provocando una inmovilización del herbicida en el suelo.

Conclusiones

La incorporación de compost de alperujo incrementó la capacidad de adsorción del herbicida MCPA. Además, la desorción del mismo disminuyó en los suelos que recibieron el compost. Por ello, la aplicación de compost de alperujo a los suelos de ambiente mediterráneo, caracterizados por su bajo contenido en materia orgánica, puede constituir una estrategia efectiva para aumentar la retención de MCPA por los suelos, contribuyendo así a reducir su movilidad y riesgo de contaminación de las aguas.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R) y la Consejería de Economía e Infraestructura de la Junta de Extremadura (IB16075; GR15043). Soraya Gómez agradece a la Junta de Extremadura la concesión de una beca predoctoral (PD16021).

Referencias bibliográficas

[1] López-Piñeiro, A., Cabrera, D., Albarrán, A., Peña, D. 2010. Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. CHEMOSPHERE 78: 139-146.

[2] Köck, M., Farré, M., Martínez, E., Gajda-Schrantz, K., Ginebreda, A., Navarro, A., López de Alda, M., Barceló, D. 2010. Integrated ecotoxicological and chemical approach for the assessment of pesticide pollution in the Ebro River delta (Spain). JOURNAL OF HYDROLOGY 383: 73-82.

[3] Giles, CH, MacEwan, TH, Nakhwa, SN, Smith, D. 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. JOURNAL OF THE CHEMICAL SOCIETY (Resumed): 3973-3993.

[4] Peña, D., López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Becerra, D., Sánchez-Llerena, J. 2015. Environmental fate of the herbicide MCPA in agricultural soils amended with fresh and aged de-oiled two-phase olive mill waste. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH 22 (18): 13915-13925.

[5] López-Piñeiro, A., Peña, D., Albarrán, A., Sánchez-Llerena, J., Becerra, D. 2013. Behavior of MCPA in four intensive cropping soils amended with fresh, composted, and aged olive mill waste. JOURNAL OF CONTAMINANT HYDROLOGY 152: 137-146.

Efecto de las técnicas de agricultura de conservación en la estabilidad estructural y humedad en suelo dedicado al cultivo del arroz

Effect of conservation agriculture techniques on the structural stability and soil water under a rice crop

Peña, D.[1]*; López-Piñeiro, A.[1]; Albarrán, A.[2]; Fernández, D.[1]; Gómez S.[1]; Loures, L.[3]

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Avda de Elvas s/n, 06071 — Badajoz, Spain *davidpa@unex.es

[2] Área de Producción Vegetal, Escuela de Ingenierías Agrarias, Universidad de Extremadura, Ctra. de Cáceres, 06071 — Badajoz, Spain

[3] Instituto Politécnico de Portalegre, Portugal

Resumen

El cultivo de arroz en zonas de ambiente Mediterráneo se realiza utilizando técnicas de laboreo tradicional y riego por inundación, lo que implica la realizacion de costosas labores con un elevado impacto ambiental y un gran consumo de agua. El objetivo del presente estudio fue determinar los efectos a medio plazo de la combinación de diferentes sistemas de manejo (enmiendas orgánicas, laboreo tradicional y siembra directa) y de riego (aspersión e inundación) sobre la estabilidad estructural y humedad de un suelo dedicado al cultivo del arroz. Para ello, se planteó un ensayo de campo en las Vegas Bajas del Guadiana (Extremadura). Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que las técnicas de agricultura de conservación incrementaron el porcentaje de humedad del suelo. Así, comparado con el laboreo convencional, la humedad incrementó 1.59 veces en el tratamiento de siembra directa a la profundidad de 0-10 cm. Además, la aplicación de compost mejoró la estabilidad estructural del suelo en todos los tratamientos. Por tanto, el cultivo de arroz irrigado por aspersión en combinación con siembra directa y aplicación de compost se mostró como una alternativa eficaz para mejorar la calidad del suelo e incrementar la cantidad de agua disponible para el crecimiento del cultivo.

Palabras clave: alperujo, compost, arroz aeróbico, estabilidad estructural, siembra directa

Abstract

In Mediterranean environments, rice is grown using conventional tillage and flooding irrigation, which implies the implementation of expensive tillage practices with high environmental impact as well as high water consumption. The aim of the present study was to determine the middle-term effects of the different soil management techniques (organic amendments, conventional tillage and direct seeding) and irrigation (sprinkler and flooding irrigation) on structural stability and soil moisture of a rice soil. To that end, field study was carried out in Guadiana river Lowlands (Extremadura). The results obtained showed that the conservation agricultural techniques increased the percentage of soil moisture. Compared to conventional tillage, the soil moisture increased by 1.59 times for direct seeding treatment, for 0-10 cm depth. Furthermore, the compost application improved the structural stability of the soils in all treatments. Therefore, aerobic rice cultivation, combined with direct seeding and compost application is an effective alternative in order to improve soil quality and to increase the amount of available water for crop growth.

Keywords: olive mill waste, compost, aerobic rice crop, structural stability, direct seeding

Introducción

Tradicionalmente, la implantación del cultivo del arroz implica la realización de una serie de labores como son el nivelado, labor de alzado con cultivador o vertedera, y las operaciones de "fangueo" que provocan una disminución de la calidad del suelo, traducido en un menor contenido en materia orgánica, creación de suelas de labor, incremento de la acidez y una disminución de la actividad microbiana [1]. Por otro lado, la producción de arroz tradicional bajo condiciones de inundación se encuentra amenazada por la progresiva disminución en la disponiblidad del agua, situación acentuada en paises Mediterráneos.

Por ello, el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto que técnicas de agricultura de conservación ejercen sobre la estabilidad estructural y el contenido de humedad de un suelo dedicado al cultivo del arroz de ambiente mediterráneo semiárido.

Materiales y métodos

Diseño experimental

El ensayo de campo se realizó en el municipio de Gévora, perteneciente a las Vegas Bajas del Guadiana (Badajoz, España). Se seleccionaron seis tratamientos: Laboreo tradicional y riego por inundación sin compost (LCI) y con compost (LCIC), Laboreo tradicional y riego por aspersión sin compost (LC) y con compost (LCC) y siembra directa y riego por aspersión sin compost (SD) y con compost (SDC). Todos los tratamientos se realizaron por triplicado, de forma que se tienen 18 subparcelas de 180 m^2 de superfice cada una de ellas. La antigüedad de implantación de los tratamientos es de tres años, salvo en el caso del tratamiento LCI que es de 15 años (tiempo que se lleva dedicando la parcela donde fue implantado el ensayo, al cultivo del arroz de forma tradicional).

Muestreo y análisis de suelos

Las muestras de suelo de cada subparcela se tomaron usando una barrena manual a una profundidad de 0-10 cm. Se tomaron 4 submuestras al azar de cada una de las subparcelas después de la cosecha del cultivo (octubre). La estabilidad estructural (EE) se determinó en agregados de 1-2 mm secados al aire siguiendo el método de Sun [2], que usa un tamiz de 0.250 mm y un aparato con una longitud de golpe de 1.3 cm y frecuencia de 35 ciclos min^{-1} e hidróxido sódico como dispersante.

El porcentaje de humedad del suelo se midió en condiciones reales de campo en los tratamientos irrigados por aspersión, mediante el uso de una sonda de humedad. Para ello, se colocaron tubos de fibra de vidrio a una profundidad de 40 cm al inicio del cultivo, manteniendose hasta el final de la campaña. Para cada uno de los tratamientos se instalaron 6 tubos (2 tubos por subparcela), registrándose el contenido de humedad del suelo a las profundidades de 0-10, 10-20, 20-30 y de 30-40 cm.

Resultados y Discusión

En la Figura 1 se muestran los valores de EE para cada uno de los tratamientos estudiados.

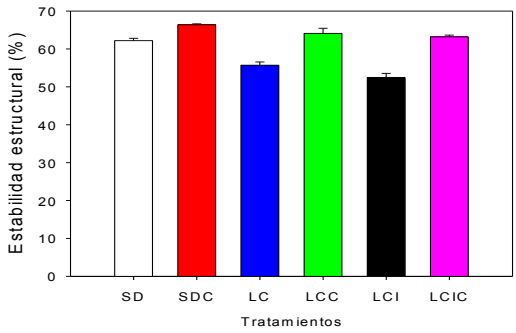


Fig.1 Efecto de los diferentes sistemas de manejo en la estabilidad estructural del suelo.

Transcurridos tres años de estudio, la técnica de siembra directa muestra unos valores de EE superiores a los de los tratamientos labrados, especialmente en el caso aquellos irrigados mediante inundación (Figura 1). Así, el valor de EE en el caso del tratamiento SD es 1.12 veces superior al mostrado por LC y de 1.19 veces el obtenido en LCI. Otros autores, también han confirmado como las técnicas de agricultura de conservación y

especialmente la siembra directa, mejora la estabilidad de los agregados del suelo [3].

Es importante destacar, como la aplicación de compost incrementó la EE en cada uno de los tratamientos estudiados, siendo dichos incrementos próximos al 65%, independientemente del manejo seleccionado. Estos resultados confirman la importancia de la materia orgánica como agente cementante y estabilizador de la estructura del suelo.

En la Figura 2 se muestra el contenido en humedad del suelo a diferentes profundidades, a lo largo del ciclo del cultivo en los diferentes tratamientos irrigados por aspersión. El contenido en humedad del tratamiento SD en todos los muestreos realizados, fue siempre superior al del tratamiento LC en el rango de profundidades de 0 a 30 cm. Este resultado es de vital importancia a la hora de implementar sistemas de producción que maximicen la productividad del agua en el cultivo del arroz, pues un mayor contenido en humedad del suelo podría ayudar al cultivo a no sufrir procesos de estrés hídrico. Del mismo modo, de la observación de la figura 2 se desprende que el tratamiento SDC presenta un contenido en humedad medio 1.4 veces superior al de LCC a la produndidad de 0-10 cm, confirmando que la aplicación de técnicas de siembra directa incrementa, de forma significativa, el contenido en humedad del suelo [4].

Sin embargo, en la Figura 2 se pone de manifiesto como los suelos de los tratamientos que recibieron el compost, y para la profundidad de 0-20 cm (en la que la enmienda fue incorporada), el contenido en humedad no varió con respecto a los que no han sido enmendados. Este hecho podría obedecer al descenso en el contenido de materia orgánica observado transcurridos tres años desde la aplicación del compost.

Conclusiones

El estudio pone de manifiesto que la implantación de técnicas de agricultura de conservación, siembra directa, aumenta el porcentaje de humedad del suelo en suelos dedicados al cultivo del arroz en ambiente mediterráneo semiárido. Además, estas técnicas, junto con la aplicación de compost, pueden contrarrestar el continuo deterioro de la propiedades físicas de los suelos agrícolas, incrementado la estabilidad de sus agregados.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (AGL2013-4 84 46-C3-2-R) y la Consejería de Economía e Infraestructura de la Junta de Extremadura (IB16075; GR15043). Soraya Gómez agradece a la Junta de Extremadura la concesión de una beca predoctoral (PD16021).

Referencias bibliográficas

[1] Bezdicek, D.F., Beaver, T., Granatstein, D. 2003. Subsoil ridge tillage and lime effects on soil microbial activity. soil pH. erosion. and wheat and pea yield in the Pacific Northwest. USA. SOIL TILL RES. 74: 55-63.

[2] Sun, H., Larney, F.J., Bullock, M.S. 1995. Soil amendments and water-stable agreggation of a desurfaced dark brown chernozem. CAN J SOIL SCI 75: 319-325.

[3] Hemmat A., Taki O. 2001. Grain yield of irrigated winter wheat as affected by stubble-tillage management and seeding rates in central Iran. SOIL TILL RES 63: 57-64.

[4] Sánchez-Llerena, J., López-Piñeiro, A., Albarrán, A., Peña, D., Becerra, D., Rato-Nunes, J.M. 2016. Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. EUR J AGRON. 77: 101-110.

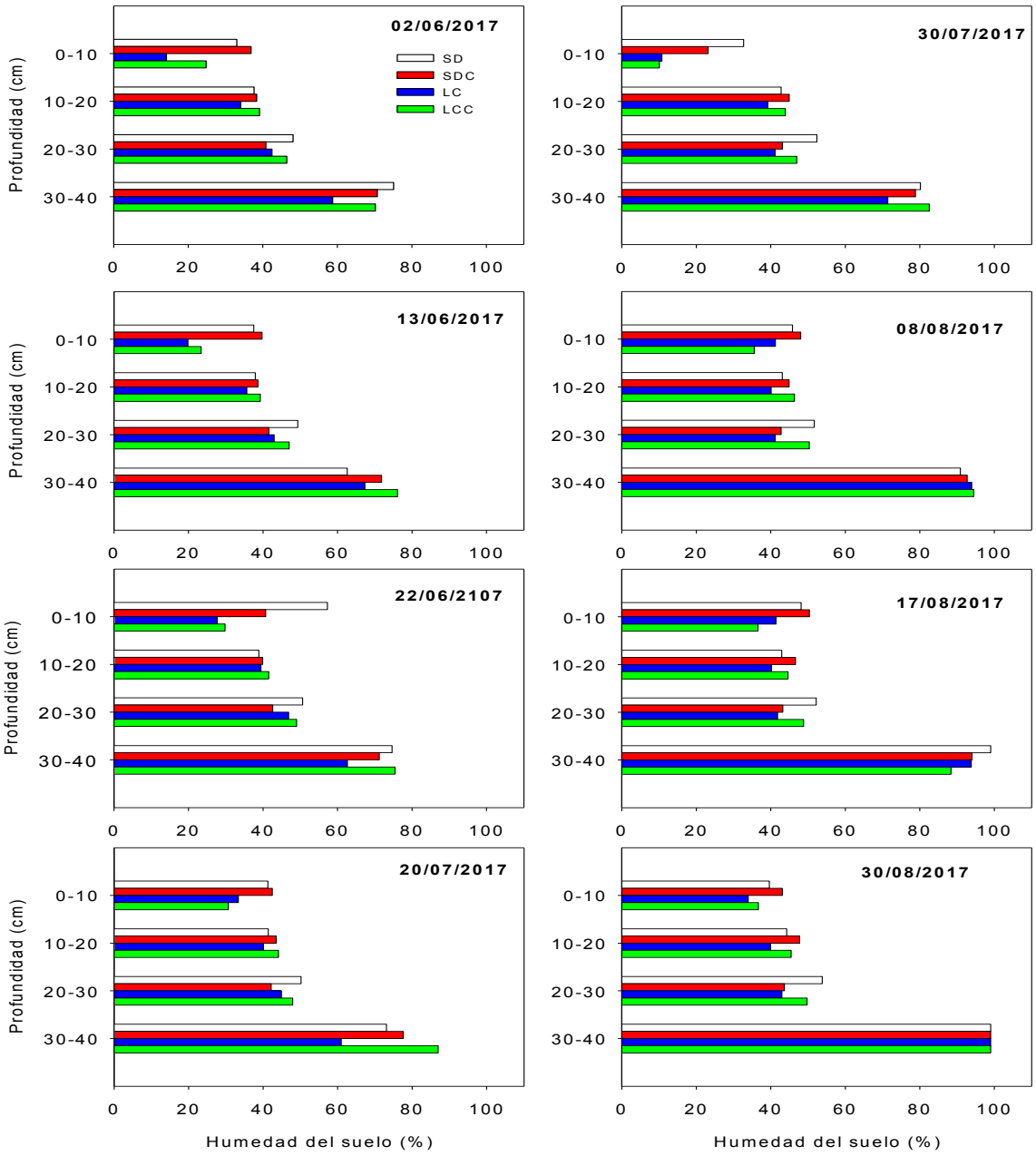


Fig.2 Efecto de los diferentes sistemas de manejo en el contenido en humedad del suelo.

Niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en cenizas y suelos afectados por un incendio forestal en el NO España

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ashes and soils affected by a forest fire in NW Spain

Santás-Miguel, Vanesa[1]; Bibián-Núñez, Lucía[1]; Pérez-Novo, Cristina[2*]; Gómez-Armesto, Antía[1]; Méndez-López, Melissa[1]; Arias-Estévez, Manuel[1]; Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola, Departamento de Bioloxía Vexetal e Ciencias do Solo, Facultade de Ciencias, Universidade de Vigo, As Lagoas s/n. 32004 Ourense, España.

[2] Centro de Apoio Científico e Tecnolóxico á Investigación (CACTI). Universidade de Vigo. Parque Tecnolóxico de Galicia. Avda. Galicia, 4. Edificio CTC, 2º. 32900 San Cibrao das Viñas, Ourense, España.*cperezn@uvigo.es

Resumen

Se han determinado los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) en un conjunto de muestras de suelos y cenizas procedentes de una zona afectada por un incendio forestal en el NO de España. En los suelos predominaron los PAHs de bajo peso molecular (LMW-PAHs, 3-4 anillos bencénicos), siendo el fenantreno (Phe) el más abundante (68-264 µg kg^{-1}), mientras que los niveles de fluoranteno (Fl), benzo[a]antraceno (B(a)A) y pireno (Pyr) variaron entre 5 y 35 µg kg^{-1}, para un total de PAH ($\sum_{12}$PAH) entre 88-357 µg kg^{-1}. Los niveles de PAHs fueron algo mayores en los suelos de robledal que en los suelos de pinar, con matorral o de cultivo. Los LMW-PAHs en suelos se correlacionaron significativamente con el C orgánico total, N total y con la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe). Las cenizas presentaron niveles de PAHs mucho mayores que los suelos ($\sum_{12}$PAH 57-3382 µg kg^{-1}), aunque su distribución siguió dominada por LMW-PAHs, especialmente por Phe (10-2806 µg kg^{-1}). Estos resultados indicaron que los incendios forestales son una fuente de PAHs que podrían estar contaminando suelos y aguas superficiales del entorno de las zonas afectadas, gracias a la movilización de cenizas cargadas de PAHs mediante lixiviado y/o escorrentía.

Palabras clave: Suelos forestales, incendios forestales, PAH, cenizas, vegetación.

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were determined in soil and ash samples from an area affected by a forest fire in NW Spain. Low molecular weight PAHs (LMW-PAHs, 3-4 benzene rings) dominated the PAHs distribution in soils, being phenanthrene the most abundant (68-264 µg kg^{-1}) whereas the levels of fluoranthene (Fl), benzo[a]anthracene (B(a)A) and pyrene (Pyr) ranged between 5 and 35 µg kg^{-1}, for a total of PAHs (∑12PAH) in the range 88-357 µg kg^{-1}. PAHs levels were somewhat higher in soils from deciduous forests than in soils under pine forests, shrub or agricultural soils. LMW-PAHs were significantly correlated to total organic C, total N and effective cation exchange capacity (eCEC). Ashes collected from burnt soil surface showed greater concentrations of PAHs than soils (∑12PAH 57-3382 µg kg^{-1}), although its distribution was still dominated by LMW-PAH, mostly phenanthrene (10-2806 µg kg^{-1}). These results indicated that forest fires constitute a source of PAHs that could be contaminating soils and freshwaters in the surroundings of burnt areas, as ashes containing PAH can be easily mobilized by leaching and/or runoff.

Keywords: Forest soils, forest fires, PAH, ashes, vegetation

Introducción

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs, en sus siglas en inglés) son compuestos orgánicos formados por varios anillos bencénicos. Su acumulación en los componentes bióticos y abióticos de los ecosistemas se deben a su elevada persistencia, además de poseer un alto potencial mutagénico y carcinogénico [1]. En este sentido, hasta 16 PAHs se incluyen la lista de contaminantes prioritarios reconocidos por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (U.S. EPA).

Los PAHs se originan principalmente por la quema incompleta de combustibles fósiles en procesos industriales [2], si bien los incendios forestales suponen el 17% de las emisiones globales de PAHs [3]. Varios estudios han mostrado que los incendios forestales aumentan los PAHs en suelos y cenizas [4-6], mientras que la erosión de zonas incendiadas contribuye a transferir los PAHs contenidos en suelos y cenizas hacia las aguas superficiales [7].

El objetivo de este estudio es determinar los niveles de PAHs en suelos y cenizas de una zona afectada por un incendio forestal. También se evaluará si el tipo de vegetación es un factor de variación en la naturaleza de PAHs en suelos y cenizas.

Material y métodos

Toma de muestras de suelo y cenizas

El estudio se llevó a cabo en Cualedro (S de Ourense, España), donde en 2015 un incendio forestal calcinó 3000 ha. En la zona incendiada se seleccionaron 8 parcelas: 3 de robledal (*Quercus robur* y *Betula* sp.), 2 con matorral (*Cytisus* sp.), 2 con pinar (*Pinus sylvestris)* y 1 de cultivo con gramíneas. En cada parcela se recogieron 2 o 3 muestras de ceniza en una superficie de 10-20 m^2, evitando su contaminación con suelo mineral. El total de muestras de cenizas recogidas fue de 17. Tras la retirada de ceniza, en cada parcela se tomó una muestra de los 20 cm superficiales del suelo mineral.

Preparación y caracterización general de las muestras de suelo y cenizas

Las muestras secas de suelo y ceniza fueron tamizadas a 2 mm y 1 mm, respectivamente. En las muestras de suelo se determinó la textura, el pH (en agua-pH_w y KCl-pH_k), el contenido total de C y N y la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe, con NH_4Cl). En las cenizas se analizaron los niveles de C y N totales.

Determinación de PAHs

En los suelos y cenizas se determinaron 12 de los 16 PAHs prioritarios contemplados por la U.S. EPA. La extracción de PAHs se realizó mediante extracción acelerada con disolventes (ASE) utilizando 5 g de muestra (suelo o ceniza) con 1 g de tierra de diatomeas y como disolventes hexano:acetona (1:1) a 100 ºC y 1500 psi de presión durante 5 min en 4 ciclos. Los extractos obtenidos se evaporaron a sequedad y se redisolvieron en acetonitrilo para su posterior análisis en un cromatógrafo de líquidos de alta resolución con detector de fluorescencia (HPLC-FL).

La eficacia de la extracción se comprobó utilizando varios patrones de referencia (suelos) con niveles de PAHs certificados (CRM-115, CRM-172, CRM-142 y SQC-017).

Resultados y discusión

Características generales de suelos y cenizas

Las características generales de los suelos se presentan en la Tabla 1. Son suelos de textura gruesa (franco-arenosa), ácidos (pH_w 3,9-5,1) y con una CICe baja (<11 $cmol_c\ kg^{-1}$). En las cenizas, los promedios de C y N totales presentaron los intervalos 16-49% y 1,4-2,0%, respectivamente.

Tabla 1 – Características generales de los suelos

Suelo	Veg*	pH_w	pH_k	C	N	ClCe
				(%)	(%)	($cmol_c\ kg^{-1}$)
S1	R	4,4	3,8	3,3	0,25	8,6
S2	R	5,1	4,3	8,2	0,58	10,8
S3	R	4,7	3,9	4,0	0,28	9,6
S4	M	4,3	3,6	4,2	0,29	7,1
S5	M	4,5	3,8	1,4	0,10	4,5
S6	P	4,8	3,9	5,4	0,26	7,4
S7	P	4,5	4,0	4,3	0,19	7,6
S8	C	3,9	3,8	1,9	0,14	4,0

*Tipo de vegetación dominante en las parcelas (R, robledal; M, matorral; P, pinar; C, cultivo).

Niveles de PAHs en suelos

El fenantreno (Phe) fue el PAH más abundante (68-264 μg kg^{-1}; Fig. 1), siendo algo mayor en las parcelas de robledal (S1-S3) y cultivo (S8) que en matorral (S4, S5) y pinar (S6, S7). El predominio del Phe entre los PAHs coincide con lo observado en estudios previos [5, 6].

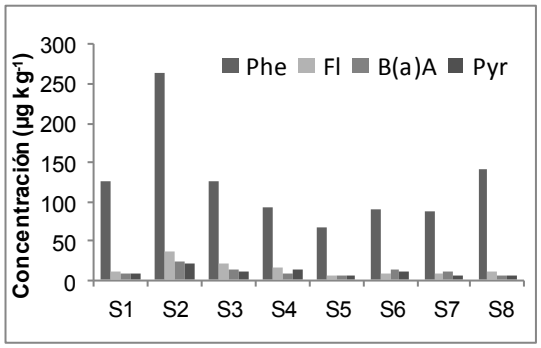


Fig. 1 – Niveles de fenantreno (Phe), fluoranteno (Fl), benzo[a]antraceno, (B(a)A) y pireno (Pyr) en muestras de suelos afectadas por un incendio forestal.

Los rangos de concentración de otros PAHs (Fig. 1) fueron: 5-35 μg kg^{-1} (fluoranteno, Fl), 5-25 μg kg^{-1} (benzo[a]antraceno, B(a)A) y 6-22 μg kg^{-1} (pireno, Pyr). Los suelos de robledal suelen presentar los valores más altos de estos tres PAHs, aunque Fl y Pyr predominan en suelos de matorral y el B(a)A destaca, tras el Phe, en los suelos de pinar. Por su parte, el antraceno (Ant), mostró valores entre 2 y 9 μg kg^{-1}. El incremento de PAHs de 4 anillos bencénicos es frecuente en suelos incendiados, al contrario que los PAH de 5 o 6 anillos [5, 6].

Los valores de Fl fueron menores al intervalo de 52-75 μg kg^{-1} observado en suelos afectados por incendios en el NW de España [8]. Por otro lado, nuestros valores de Fl y Pyr eran semejantes a los publicados para suelos quemados en Corea del Sur [6], aunque los de Phe y B(a)A fueron muy superiores. El intervalo de PAHs totales ($\sum_{12}$PAH) fue de 88-357 μg kg^{-1}, del orden de los observados en Corea del Sur (26-274 μg kg^{-1}) [6] o Francia (77-157 μg kg^{-1}) [5].

Algunos PAHs se correlacionaron estrechamente con el C orgánico total, el N total del suelo y la ClCe (Tabla 2), sugiriendo que la quema de la materia orgánica sería la principal fuente de PAHs en estos suelos incendiados. Esta hipótesis es consistente con el papel clave de la materia orgánica en el control de los niveles de PAHs en suelos afectados por incendios [4].

Tabla 2 – Correlaciones (r) entre PAH en suelos y algunas de sus propiedades

PAH	C	N	C/N	ClCe
Phe	0,69	0,85**	-0,35	0,59
Fl	0,74*	0,91**	-0,36	0,72*
B(a)A	0,95**	0,95**	0,06	0,85**
Pyr	0,96**	0,96**	-0,25	0,73*
Ant	0,78*	0,94**	-0,37	0,71

* p<0,05, ** p<0,01

Niveles de PAHs en cenizas

Los PAHs totales ($\sum_{12}$PAH) en cenizas (57-3382 μg kg^{-1}) fueron mayores que en suelos, superando también los publicados para cenizas en estudios similares [4]. Además de Phe, Ant, Fl, Pyr y B(a)A, las cenizas también contenían criseno (Chr), benzo(f)fluoranteno (B(b)F) y benzo(a)pireno (B(a)P. El promedio de $\sum_{12}$PAH en cenizas en función de la

vegetación siguió la secuencia: cultivo>>robledal>matorral>pinar (Fig. 2).

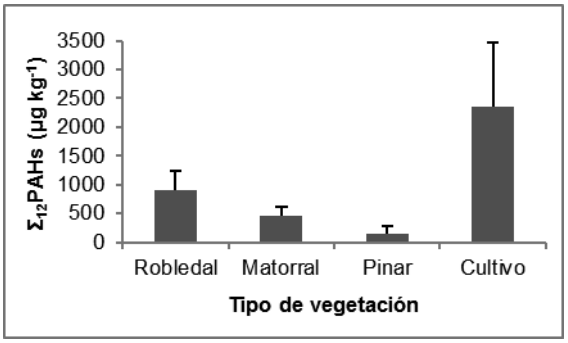


Fig. 2 – Niveles totales de PAHs ($\sum_{12}$PAH) en muestras de ceniza las parcelas afectadas por un incendio forestal dependiendo del tipo de vegetación dominante.

La distribución de PAHs en las cenizas también está dominada por el Phe (10-2806 µg kg^{-1}), mientras que los rangos de concentración para Ant, Fl y Pyr fueron 10-180, 13-194 y 12-147 µg kg^{-1}, respectivamente. Los valores de B(a)A fueron de 9 a 43 µg kg^{-1} y los de Chr, B(b)F y B(a)P inferiores a 10 µg kg^{-1}. Las cenizas se mostraron enriquecidas en PAHs respecto a los suelos (hasta 20-25 veces para Phe, Fl, Pyr y hasta 85 para Ant), constituyéndose en el principal vector de transferencia de PAHs a los suelos durante los incendios forestales [4]. La distribución de PAH observada en las cenizas también está dominada por PAHs de 3-4 anillos bencénicos, hecho coincidente con estudios previos [6]. Es destacable que en este estudio las cenizas presentan mayores niveles de PAHs que los encontrados en la bibliografía [4, 6].

Conclusiones

La similitud en la distribución de PAHs en cenizas y suelos señala a las primeras como principales responsables de la presencia de PAH en los suelos estudiados. La combustión de materia orgánica y biomasa favoreció a la formación preferencial de PAHs de 2-4 anillos bencénicos.

Los incendios forestales pueden contribuir a contaminar con PAHs los suelos afectados, mientras que la elevada movilidad de las cenizas (y su alto contenido en PAHs) contribuiría a transferir estos contaminantes a las aguas superficiales.

Agradecimientos

A la Consellería de Cultura, Educación e Ordenación Universitaria de la Xunta de Galicia por la financiación otorgada al Grupo de Investigación BV1 de la Universidad de Vigo (ED431C 2017/62-GRC), al Centro de Investigaciones Agroambientales y Alimentarias-CIA3 y a A. Gómez-Armesto (contrato predoctoral ED481A-2016/220). Al CACTI-Ourense de la Universidad de Vigo por la caracterización de suelos y cenizas.

Referencias bibliográficas

[1] Lima, ALC, Farrington, JW, Reddy, CM. 2005. Combustion-derived polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment – A review. ENVIRON FORENSICS 6: 109–131.

[2] Ravindra, K., Sokhi, R., Van Grieken, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. ATMOS ENVIRON. 42: 2895–2921.

[3] Zhang, Y., Tao, S. 2009. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. ATMOS ENVIRON. 43: 812–819.

[4] Kim, EJ., Oh, JE., Chang, YS. 2003. Effects of forest fire on the level and distribution of PDD/Fs and PAHs in soil. SCI TOTAL ENVIRON. 311: 177–189.

[5] Vergnoux, A., Mallaret, L., Asia, L., Doumenq, P., Theraulaz, F. 2011. Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. SCI TOTAL ENVIRON. 111: 193–198.

[6] Choi, SD. 2014. Time trends in the levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in pine bark, litter, and soil after a forest fire. SCI TOTAL ENVIRON. 470-471: 1441–1449.

[7] Vila-Escalé, M., Vegas-Vilarrúbia, T., Prat, N. 2007. Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. WATER RES. 41: 2171–2179.

[8] García-Falcón, MS, Soto-González, B., Simal-Gándara, J. 2006. Evolution of the concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in burnt woodland soils. ENVIRON SCI TECHNOL. 40: 759–763.

Variabilidad espacial del contenido de mercurio en suelos de España: Influencia de las centrales térmicas de carbón

Spatial variability of mercury content in Spanish soils: Influence of coal-fired power plants

Rodríguez Martin, José Antonio[1*]; Nanos, Nikos[2]; Boluda, Rafael[3]; Ramos-Miras, José Joaquín[4], Gil, Carlos[4]; Escuer, Miguel[5]; Gutiérrez, Carmen[5]

[1] Departamento de Medioambiente, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), 28040, Madrid. E-mail: rmartin@inia.es

[2] Forest Research Institute, Thessaloniki. Vasilika, 57006, Thessaloniki, Grecia

[3] Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Farmacia, Universitat de València

[4] Escuela Superior de Ingeniería, Departamento de Agronomía. Universidad de Almería

[5] Instituto de Ciencias Agrarias, ICA- CSIC. Serrano, 114bis. 28006 Madrid

Resumen

La contaminación por mercurio supone un problema ambiental global que tiene serias implicaciones para la salud del suelo. A este respecto, las centrales térmicas de carbón representan la principal fuente de emisión de mercurio. En este estudio analizamos la distribución espacial de Hg en toda la península a partir de 4,000 muestras y relacionamos el contenido de Hg en el suelo con la ubicación de las siete centrales españolas con más de 1.000 MW de capacidad instalada. La concentración de Hg en nuestros suelos varía entre 1-7,564 µg kg^{-1} (media 67.2), si bien el 50% de las muestras presenta una concentración inferior a 37 µg kg^{-1}. No obstante, se han encontrado valores superiores a 1,000 µg kg^{-1} en suelos cercanos a las centrales de Aboño, Soto de Ribera y Castellón. El análisis geoestadístico ha reflejado un enriquecimiento de Hg en el suelo asociado a la localización de estas térmicas, si bien el efecto en el suelo se ve limitado a un rango aproximado de solo 15 km. El Hg asociado a la quema de carbón tiende a depositarse cerca de fuentes de combustión.

Palabras clave: Centrales térmicas de carbón, contaminación de suelos, geoestadística, mercurio

Abstract

Mercury contamination is a global environmental problem that has serious implications for soil health. In this regard, coal-fired power stations represent the main source of mercury emissions. In this study we analyzed the spatial distribution of Hg in the whole peninsula from 4,000 samples and we related the Hg content in the soil with the location of the seven Spanish plants with more than 1,000 MW of installed capacity. The Hg concentration in soils soil fell within the range of 1-7,564 µg kg^{-1} (mean 67.2), although 50% of the samples have a concentration below 37 µg kg^{-1}. Nevertheless, values higher than 1,000 µg kg^{-1} have been found in soils close to the Aboño, Soto de Ribera and Castellón power plants. The geostatistical analysis has showed an enrichment of Hg in the soil associated with the location of these power plants, although soil Hg enrichment was detectable only close to the emission source, within an approximate range of only 15 km from the power plants. The Hg associated with the burning of carbon tends to be deposited near combustion sources.

Keywords: Coal-fired power plants, geostatistics, mercury, soil pollution

Introducción

El mercurio (Hg) es un elemento de origen natural presente en el medio ambiente a bajas concentraciones [1]. La concentración natural de Hg tiende a permanecer dentro de límites muy estrechos (entre 10 y 200 µg kg^{-1} [2]) para garantizar un equilibrio ecológico óptimo. Las concentraciones de Hg en el suelo dependen principalmente de la composición del material original y los parámetros edafogenéticos [3]. Sin embargo, las actividades humanas han aumentado dramáticamente las concentraciones naturales de Hg [4]. El Hg en suelos se relaciona principalmente con la deposición atmosférica [5].

Las centrales eléctricas de carbón representan actualmente cerca del 60% de las emisiones de Hg [6]. Solo en España, las centrales eléctricas de carbón están detrás del 47% de todas las emisiones de Hg [7]. Los incrementos en el contenido de Hg en el suelo generalmente están relacionados con la capacidad de producción de energía de estas centrales eléctricas. Las siete centrales eléctricas de carbón en nuestra área de estudio generan 11.504 MW (Tabla 1) y, según el Registro Europeo de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (E-PRTR), se han emitido más de 8.8 toneladas de mercurio entre los años 2002-2012.

Tabla1 - Capacidad de producción y contenido de Hg en el carbón utilizado en las centrales eléctricas.

Power Plant	Aboño (PP10)	Soto de Ribera* (PP11)	As Pontes* (PP18)	Compostilla II (PP12)	Andorra (PP7)	Aceca* (PP13)	Castellon[(2)] (PP25)
Years of construction	1974/1985	1962/2008	1976	1972/1984	1981	1969/2004	1972/2002
Spanish province	Asturias	Asturias	A Coruña	León	Teruel	Toledo	Castellón
Total installed capacity (MW)	921	1481	2421	1341	1101	1430	1650
Total Hg (kg) released to air [(1)]							
2006	-	-	-	-	-	167.0	189.0
2007	-	-	353.0	403.0	150.0	55.5	-
2008	56.0	20.0	67.5	412.0	116.0	32.2	-
2009	-	15.0	48.0	73.7	67.2	-	-
2010	-	-	36.9	-	39.9	22.6	-
2011	12.0	-	53.9	210.0	138.0	-	-
2012	12.0	-	70.0	244.0	93.2	-	-
Mean Hg in 10 years (kg)	**26.7±25.4**	**17.5±3.5**	**104.9±122.2**	**268.5±142.0**	**100.7±42.3**	**69.3±66.6**	**234.8±170.9**

El objetivo de este estudio fue analizar la distribución espacial de las concentraciones de mercurio en el suelo para evaluar las fuentes y escalas de la variabilidad del mercurio, para distinguir la contribución "natural" de mercurio, de la contaminación inducida por la actividad humana, principalmente motivada por la actividad de las centrales eléctricas de carbón en toda España.

Material y métodos

El diseño de muestreo de campo está basado en una malla de 8 x 8 km q cubre todo el territorio agrícola de la Península española [8]. El muestro, realizado entre los años 2005 y 2010, dio lugar a un total de 4.012 parcelas de muestreo georreferenciadas (Figura 1). El análisis de Hg en las muestras de suelo se realizó con un analizador de Hg, modelo DMA80 (un espectrofotómetro de absorción atómica). El límite de detección (LOD) fue de 0.5 µg kg^{-1} y el de cuantificación (LOQ) de 1.25 µg kg^{-1}. La validación analítica se realizó con un suelo franco calcáreo (BCR-141 R), con una recuperación promedio de 98.7%.

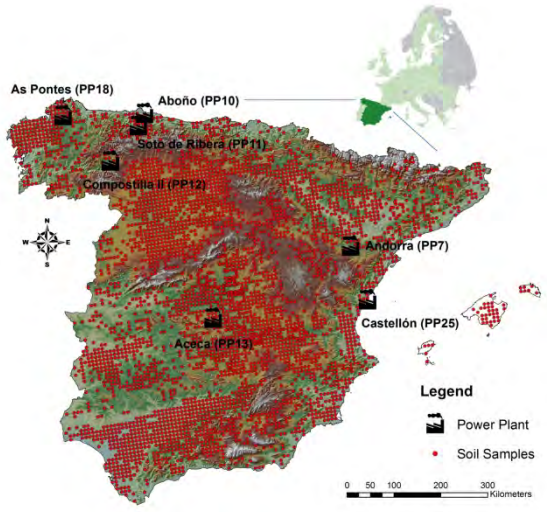


Fig 1: Localización de parcelas de muestreo y principales centrales térmicas.

La variabilidad espacial del contenido de mercurio en el suelo se analizó mediante técnicas geoestadísticas. Un modelo de variograma se utilizó para generar un mapa de concentración Hg mediante Kriging Ordinario. En base al supuesto de un efecto dependiente de la distancia de las emisiones de la planta generadora sobre la concentración de Hg, se realizó un modelo de variograma para cada central y se construyeron 15 círculos concéntricos (centrados en cada central eléctrica) con un radio de r = 3,6,..., 45 km. La concentración media de Hg y la varianza asociada sobre el área entre dos círculos (anillos) consecutivos se calcularon mediante Block kriging para estimar los efectos dependientes de la distancia de los contaminantes en torno a sus fuentes de emisión [9].

Resultados y discusión

El contenido medio de mercurio en España es de 67 μg kg^{-1} (Tabla 2). En Europa, el contenido de Hg en la capa superior del suelo es de 22 μg kg^{-1} [10]. La Tabla 2 presenta los valores promedio de mercurio en el suelo obtenidos para diferentes litologías en términos de cómo el material original influye en el contenido de mercurio en el suelo.

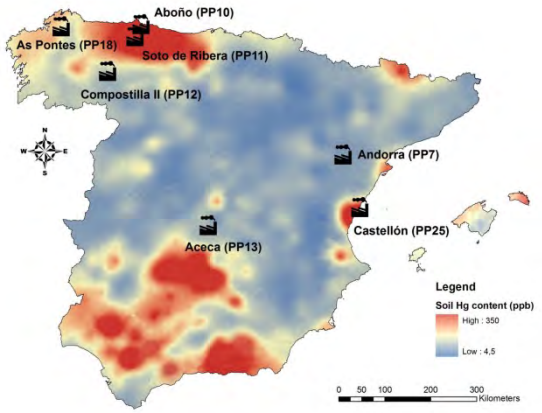


Fig 2: Distribución espacial del contenido de Hg en suelos

En la Figura 2 se observa altos niveles de concentración en el sur y sudoeste de España, que se relacionan con la actividad minera, pero también se evidencia una influencia de centrales eléctricas que queman carbón.

Tabla 2 - Descripción de parámetros edáficos.

	Nº	Media	SD
M. Organica (%)	4,005	2.42	2.673
pH	3,964	7.48	1.184
CaCO3 (%)	3,964	18.71	19.403
C.Eléctrica	3,964	0.35	0.636
Arcila (%)	4,012	21.48	11.288
Limo (%)	4,012	27.68	14.947
Arena (%)	4,012	50.96	20.344
Hg (μg kg^{-1})	**3,956**	**67.22**	**213.685**

El valor de referencia de mercurio para la región mediterránea puede establecerse 25 μg kg^{-1} [3]. En nuestro estudio el 66% de las muestras superó los 25 μg kg^{-1}, y el valor crítico de 300 μg kg^{-1} se superó en 63 parcelas (1.6%).

Esto sugiere un aumento del mercurio en los suelos. Tanto la acumulación como la presencia de Hg en suelos alrededor de centrales eléctricas son más notorias en aquellas plantas con mayor capacidad de producción de energía. Aunque es muy difícil generalizar sobre las emisiones de centrales eléctricas, los datos sobre el uso de carbón en la bibliografía indican que estas emisiones son la fuente de emisión de Hg más relevante en la atmósfera [6, 11]. Las plantas de energía españolas Castellón PP25, Aboño (PP10) y Soto de Ribera (PP11) tienen un impacto particularmente fuerte sobre los niveles de Hg en el suelo (Figura 3). Estas plantas contribuyen en gran medida a los problemas de contaminación a escala local.

Conclusiones

Existe una marcada variabilidad espacial en el contenido de mercurio en nuestros suelos, encontrándose algunas anomalías locales en la distribución de Hg que se relacionan con las emisiones de las centrales eléctricas de carbón. Los patrones espaciales nos permitieron concluir que una cantidad relevante de Hg se deposita alrededor de las principales centrales eléctricas de carbón en España. En algunos casos los valores de Hg superan los 1.000 μg kg^{-1} en las cercanías de algunas plantas.

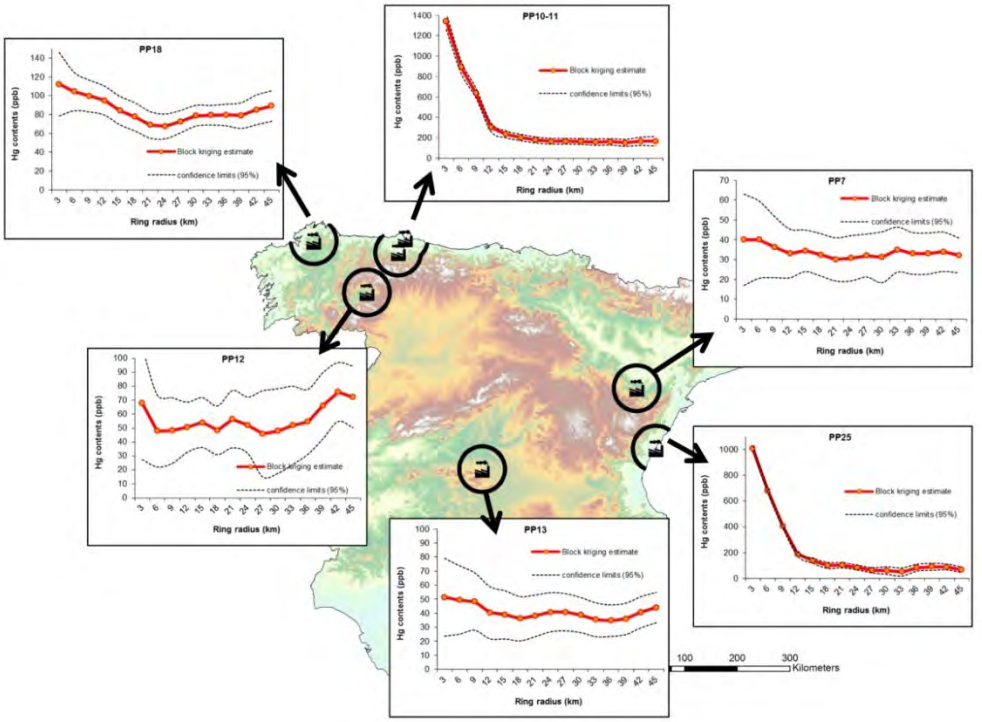


Fig 3: Estimación de contenido de Hg según la distancia a las siete centrales térmicas

Los efectos de las emisiones de mercurio procedentes de las centrales eléctricas de carbón en España son más altos que los aportados al E-PRTR. Aunque el grado de contaminación es generalmente alto, nuestros resultados muestran que el efecto de las emisiones de Hg se limita a distancias inferiores a 15 km.

Agradecimientos

Agradecemos la financiación del Ministerio de Medio Ambiente y Agricultura de España a través de varios proyectos durante años para la realización de este estudio. También queremos mostrar nuestro agradecimiento al Ministerio de Ciencia e Innovación Español por el Proyecto CGL2013-43675-P.

Referencias bibliográficas

[1] Göthberg, A., Greger, M. 2006. Formation of methyl mercury in an aquatic macrophyte, Chemosphere 65: 2096-2105.

[2] Adriano, D.C. 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, Springer Verlag, New York.

[3] Gil, C., Ramos-Miras, J., Roca-Pérez, L., Boluda, R. 2010. Determination and assessment of mercury content in calcareous soils, Chemosphere 78: 409-415.

[4] Pacyna, E.G., Pacyna, J.M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., Panasiuk, D. 2006. Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020, Sci Total Environ. 370: 147-156.

[5] Engle, M.A., Sexauer Gustin, M., Johnson, D.W., Murphy, J.F., Miller, W.W., Walker, R.F., Wright, J., Markee, M. 2006. Mercury distribution in two Sierran forest and one desert sagebrush steppe ecosystems and the effects of fire, Sci Total Environ. 367: 222-233.

[6] Pacyna, E.G. Pacyna, J.M. Steenhuisen, F. Wilson, S. 2006. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000, Atmos Environ. 40: 4048-4063.

[7] López Alonso, M. Benedito, J.L. Miranda, M. Fernández, J.A. Castillo, C. Hernández, J. Shore, R.F. 2003. Large-scale spatial variation in mercury concentrations in cattle in NW Spain, Environ Pollut., 125: 173-181.

[8] Rodríguez Martín, J.A., López Arias, M., Grau Corbí, J.M. 2009. Metales pesados, materia organica y otros parametros de los suelos agricolas y de pastos de España, Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino / Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. , Madrid.

[9] Rodríguez Martín, J.A. Nanos, N. 2016. Soil as an archive of coal-fired power plant mercury deposition, J Hazard Mater. 308: 131-138.

[10] Salminen, R. Plant, J. Reeder, S. 2005. Geochemical atlas of Europe. Part 1, Background information, methodology and maps, Geological survey of Finland.

[11] Wang, S. Zhang, L. Li, G. Wu, Y. Hao, J. Pirrone, N. Sprovieri, F. Ancora, M. 2010. Mercury emission and speciation of coal-fired power plants in China, Atmos Chem Phys. 10: 1183-1192.

Efecto de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo

Effect of tetracycline on soil bacterial communities

Santás-Miguel Vanesa[1*], Fernández-Sanjurjo Maria José[2], Núñez-Delgado Avelino[2], Álvarez-Rodríguez Esperanza[2], Carballas Tarsy[3], Díaz-Raviña Montserrat[3], Arias-Estévez Manuel[1], Fernández-Calviño David[1]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas 1, 32004 Ourense. Galiza
*vsantas@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Universidade de Santiago de Compostela. Lugo. Galicia

[3] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG/CSIC). Santiago de Compostela. Galicia

Resumen

Las tetraciclinas, un grupo de antibióticos ampliamente usados para tratar enfermedades animales y como promotores de su crecimiento, representan en la unión Europea un 33.4% del total de antibióticos utilizados para este fin. Estos compuestos son poco absorbidos por el intestino animal, por lo que son excretados en notable proporción, llegando al suelo a través de la aplicación de esas excretas a los agro-sistemas. Estos antibióticos pueden tener un efecto importante sobre las comunidades bacterianas que participan en diferentes procesos en el suelo. Teniendo esto en cuenta, los objetivos del presente estudio son: a) evaluar el efecto de la adición de tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo a corto, medio y largo plazo, y b) observar el efecto de las propiedades de los suelos sobre la toxicidad de la tetraciclina. Los resultados obtenidos muestran que la toxicidad de la tetraciclina disminuye con el tiempo de incubación, ya que el rango de log IC_{50} (Logaritmo de la concentración que inhibe el 50% del crecimiento bacteriano) observado en el día 1 está comprendido entre 1.89 y 3.92, mientras que en el día 8 se encuentra entre 2.35 y 3.9 y en el día 42 los valores están entre 2.41 y 4.14.

Palabras clave: Antibióticos, crecimiento bacteriano, curvas de inhibición, log IC_{50}, tetraciclina.

Abstract

Tetracyclines are a group of antibiotics widely used in veterinary medicine, both to treat diseases and as growth promoters, representing 33.4% of the antibiotics used with these aims in the European Union. A considerable proportion of the doses of tetracyclines supplied to animals are not absorbed, and they are later excreted, reaching the soil through the spreading of manure and slurries to agro-systems. These antibiotics can have a relevant effect on bacterial communities that participate in different processes in the soil. In view of that, the objectives of the present study are: a) to assess the effect of tetracycline on soil bacterial communities in the short, medium and long term, and b) to determine the effect of soil properties on the toxicity of tetracycline. The results show that toxicity of tetracycline decreased with incubation time, since log IC_{50} (Logarithm of the concentration inhibiting 50% of bacterial growth) ranged between 1.89 and 3.92 on day 1, between 2.35 and 3.9 on day 8, and between 2.41 and 4.14 on day 42.

Keywords: Antibiotics, bacterial growth, inhibition-curves, log IC_{50}, tetracycline.

Introducción

Los antibióticos de uso veterinario son un grupo de fármacos que han sido usados para tratar enfermedades en animales [1] y como promotores de su crecimiento [2]. Estos antibióticos son poco absorbidos en el intestino animal, por lo que son excretados entre el 30 y el 90% [3]. La principal fuente de entrada de los antibióticos a los agrosistemas es debido a las repetidas aplicaciones de estiércoles en los suelos [4].

Las tetraciclinas son uno de los antibióticos más empleados dentro de la Unión Europea, representando un 33,4% del total [5]. La concentración de tetraciclina en los suelos es variable ya que va a depender de las propiedades de los suelos [6]. En este sentido, Hamscher et al. [4] detectaron concentraciones de tetraciclina (TC) de hasta 0.35 mg kg^{-1} en horizontes superficiales de suelos de cultivo del Norte de Alemania que fueron fertilizadas con estiércol líquido. Por otra parte, Zhu et al. [7] detectaron en suelos de China valores de TC de aproximadamente 0.78 mg kg^{-1}.

Una vez en el suelo, los antibióticos pueden causar importantes efectos negativos sobre las comunidades microbianas, pudiendo afectar a su estructura y función. Sin embargo, son escasos los estudios que evalúan los efectos de la tetraciclina sobre las comunidades microbianas del suelo.

El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de la adición de tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo. Se determinará el efecto directo de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo a corto, medio y largo plazo y, así mismo, se estudiara el efecto de las propiedades de los suelos sobre la toxicidad de la tetraciclina.

Material y métodos

Muestras de suelo

Para este estudio se recogieron 24 muestras de horizontes superficiales (0-20 cm) de suelos agrícolas situados en dos comarcas agrarias de Galicia: A Limia y Sarria.

Diseño experimental

Para poder observar los efectos de los antibióticos en el crecimiento de las comunidades bacterianas, las muestras fueron rehumedecidas entre el 60-80% de la capacidad de campo e incubadas a 22ºC durante una semana para la reactivación de la actividad bacteriana. Posteriormente, el antibiótico usado para este estudio, tetraciclina (TC), fue añadido por triplicado a las 24 muestras de suelo utilizando un gradiente de concentración de 8 puntos (0, 0.5, 2, 7,8, 31,3, 125, 500, 2000 mg kg^{-1}). Los microcosmos resultantes (576) fueron incubados a 22ºC en oscuridad, determinándose el crecimiento bacteriano en cada uno de ellos tras 1, 8 y 42 días para comprobar el efecto de los antibióticos en las comunidades bacterias del suelo a corto, medio y largo plazo, y determinar las dinámicas de crecimiento bacteriano.

El crecimiento bacteriano fue estimado usando la técnica de la incorporación de la leucina (Leu) [9]. La cantidad de Leu incorporada se determinó usando un Analizador de centelleo líquido (Tri-Carb 2810 TR).

Estadística

El logaritmo de la concentración que inhibe el 50% del crecimiento bacteriano (log IC_{50}) fue calculado mediante el programa KaleidaGraph usando el siguiente modelo logístico, $Y= c/[1+e^{b(a-x)}]$, donde *Y* es la incorporación de Leu para cada concentración de tetraciclina, *X* es el logaritmo de la concentración de tetraciclina añadida, *a* es valor del log IC_{50}, *b* es el un parámetro relacionado con la pendiente de la curva de inhibición, y *c* es el crecimiento bacteriano sin adición de antibiótico.

Para comprobar la correlación existente entre los log IC_{50} para cada día de incubación y las características generales de suelos se realizó una correlación de Pearson. Para los log IC_{50} obtenidos en los diferentes tiempos de incubación, también se realizaron comparaciones de

medias vía prueba t para muestras relacionadas.

Resultados y discusión.

Características generales de los suelos estudiados.

Las propiedades físicas y químicas de los suelos se muestran en la Tabla 1. El pH de los suelos fue muy variable ya que el pH en agua (pH_W) varía desde 4.1 hasta 7.4 y el pH_{KCl} de 3.7 a 6.6. Los valores de C_T están comprendidos entre 1.1 y 10.9% y los de N_T entre 0.09 a 0.84%. La capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) presenta valores que varían desde 4.1 a 23.2 $cmol_c\,kg^{-1}$.

Tabla 1 - Características generales de los suelos estudiados (n=24).

	Mínimo	Máximo	Media	Mediana
pH_w	4.1	7.4	5.4	5.3
pH_{KCl}	3.7	6.6	4.7	4.5
C_T (%)	1.1	10.9	2.5	2.7
N_T (%)	0.09	0.84	0.24	0.25
C/N	8	15	11	11
CICe ($cmol_C\,Kg^{-1}$)	4.1	23.2	8.3	9.9
Arena (%)	27	65	42	48
Limo (%)	14	51	27	29
Arcilla (%)	15	31	22	23

pH_W es pH medido en agua; pH_{KC}l es pH medido en 0,1M KCl; C_T es carbono total; N_T es nitrógeno total; CICe es la capacidad de intercambio catiónico efectiva.

Crecimiento bacteriano

Los datos de crecimiento bacteriano en función de la dosis de tetraciclina obtenidos para cada uno de los 24 suelos estudiados fueron normalizados respecto al control con el fin de poder comparar las curvas de inhibición de los distintos suelos y distintos tiempos de incubación. En la Figura 1 se muestran las diferentes curvas de inhibición de la tetraciclina en los días 1, 8 y 42, de dos de los suelos estudiados, que son representativas del efecto de la tetraciclina sobre los suelos objeto de este estudio. Se puede observar que en el día 1 después de la aplicación del antibiótico se inhibe el crecimiento bacteriano a medida que aumenta la dosis aplicada de tetraciclina. Tras los 8 y 42 días de incubación, se observa que la tetraciclina continua siendo tóxica para las comunidades bacterianas del suelo. Sin embargo, se observa que la magnitud de esta toxicidad parece disminuír con el tiempo, ya que en general las curvas de inhibición se desplazan hacia a la derecha.

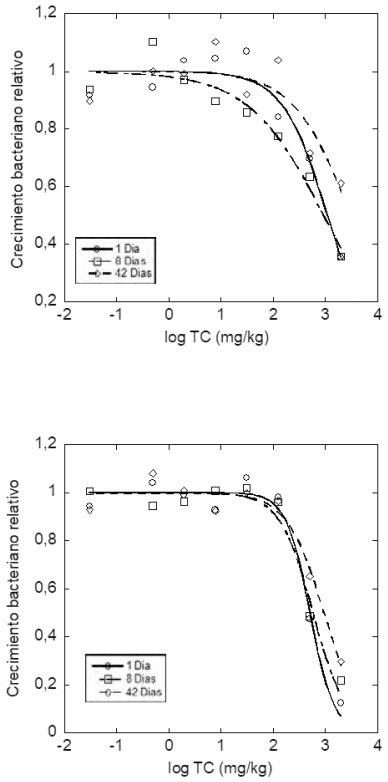


Fig. 1- Crecimiento de las comunidades bacterianas en dos suelos representativos, tras la adición de tetraciclina después de 1, 8 y 42 días de incubación.

Los valores de log IC_{50} estimados para los 24 suelos en los días 1, 8 y 42 de incubación están recogidos en la Tabla 2. Se puede observar que en el día 1 el log IC_{50} está comprendido entre 1,89 y 3,92; para el día 8 los valores varían entre 2,35 y 3,90 y para el día 42 están entre 2,41 y 4,14. Estos resultados nos muestran que a medida que aumentamos el tiempo de incubación, el log IC_{50} se incrementa.

Tabla 2 - Valores estimados de los log IC_{50} (mg kg^{-1}) de los suelos estudiados para los días 1, 8 y 42.

	Log IC_{50}			
	Mínimo	**Máximo**	**Media**	**Mediana**
Día 1	1.89	3.92	2.79	2.77
Día 8	2.35	3.9	2.87	2.90
Día 42	2.41	4.14	2.97	2.95

Dado que los datos sugieren que la toxicidad de la tetraciclina en los suelos estudiados disminuye con el tiempo, se realizaron comparaciones de medias vía prueba t para muestras relacionadas con el fin de comprobar si realmente existen diferencias significativas de la toxicidad de la tetraciclina a lo largo del tiempo en los suelos estudiados. Esta prueba muestra que no existen diferencias significativas (t=-0,793; P>0,05) en los valores de log IC_{50} entre 1 y 8 días de incubación. Sin embargo, al incrementar el tiempo de incubación hasta los 42 días, sí existe un incremento significativo de los valores de log IC_{50} con respecto al día 1 (t=-2,402; P<0,05) y con respecto al día 8 (t=-2,172; P<0,05).

En cuanto a la relación de las diferentes propiedades de los suelos estudiados y los log IC_{50} obtenidos en los diferentes días para los 24 suelos, se puede observar que existe una correlación significativa positiva (P<0.01) del log IC_{50} del día 1 con el %C y una correlación significativa positiva (P<0.05) con el log IC_{50} en el día 8 de incubación. Por otro lado, existe una correlación significativa positiva (P<0.05) con el %N tanto para el log IC_{50} del día 1 como para el del día 8. En cuanto a la relación C/N solo muestra una correlación significativa positiva (P<0.01) con el log IC_{50} del día 1. Existe una correlación significativa positiva (P<0.01) entre el log IC_{50} del día 8 y la CICe. Por último, se observa una correlación significativa negativa (P<0.05) entre log IC_{50} del día 1 y el contenido de limo del suelo.

Conclusiones

En los suelos estudiados, la toxicidad de la tetraciclina es persistente tras 42 días de incubación. Sin embargo, la magnitud de la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo disminuye con el tiempo de incubación.

La toxicidad de la tetraciclina en el suelo disminuye cuanto mayor es el contenido de C y N en el suelo.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad a través de los proyectos CGL2015-67333-C2-1-R y -2-R (Fondos FEDER). David Fernández Calviño posee un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Sapkota, A., Sapkota, A.R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S.,Walker, P. 2008. Aquaculture practices and potential human health risks: current knowledge and future priorities. ENVIRON INT. 34: 1215–1226.

[2] Li, R., Zhang, Y., Lee, C.C., Liu, L., Huang, Y. 2011. Hydrophilic interaction chromatography separation mechanisms of tetracyclines on amino-bonded silica column. J SEP SCI. 34: 1508–1516.

[3] Sarmah, A. K., Meyer, M. T., Boxall, A. B., 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. CHEMOSPHERE 65: 725-759.

[4] Hamscher, G., Sczesny, S., Höper, H., Nau, H. 2002. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. ANAL CHEM. 74: 1509-1518.

[5] European Medicines Agency, European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption, 2016. 'Sales of veterinary antimicrobial agents in 29 European countries in 2014'. (EMA/61769/2016).

[6] Jia, D.A., Zhou, D.M., Wang, Y.J., Zhu, H.W., Chen, J.L. 2008. Adsorption and cosorption of Cu(II) and tetracycline on two soils with different characteristics. GEODERMA 146: 224–230.

[7] Zhu, Y. G., Johnson, T. A., Su, J. Q., Qiao, M., Guo, G. X., Stedtfeld, R. D., Tiedje, J. M. 2013. Diverse and abundant antibiotic resistance genes in Chinese swine farms. PROC NATL ACAD SCI USA. 110: 3435-3440.

[8] Aminov, R. I., Mackie, R. I. 2007. Evolution and ecology of antibiotic resistance genes. FEMS MICROBIOL LETT. 271: 147-161.

[9] Bååth, E., Petterson, M., Söderberg, K.H. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. SOIL BIOL BIOCHEM. 33: 1571-1574.

Influencia de la Corteza de Pino en la Toxicidad de la Tetraciclina sobre las Comunidades Bacterianas del Suelo.

Influence of Pine Bark on Tetracycline Toxicity affecting Soil Bacterial Communities.

Santás-Miguel, Vanesa[1,*], Fernández-Sanjurjo, Maria José[2], Núñez-Delgado, Avelino[2], Álvarez-Rodríguez, Esperanza[2], Martín, Ángela[3], Díaz-Raviña, Montserrat[3], Arias-Estevez, Manuel[1], Fernandez-Calviño, David[1].

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas 1, 32004 Ourense. Galiza
*vsantas@uvigo.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior de Enxeñaría, Universidade de Santiago de Compostela. Lugo. Galicia

[3] Departamento de Bioquímica del Suelo, Instituto de Investigaciones Agrobiologicas de Galicia (IIAG/CSIC). Santiago de Compostela. Galicia

Resumen

La tetraciclina es un antibiótico de uso veterinario que, mediante la aplicación de excretas como enmiendas, llega al suelo, donde puede causar toxicidad sobre las comunidades bacterianas. Para reducir su toxicidad, la adición de corteza de pino (CP) podría ser de gran utilidad, ya que está compuesta fundamentalmente por carbono orgánico, un material con elevada capacidad de adsorber determinados antibióticos. Por ello, el objetivo del presente trabajo es evaluar la capacidad de la CP para reducir los efectos negativos de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo. Los resultados obtenidos muestran que la adición de este subproducto al suelo reduce la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del mismo. Sin embargo, la magnitud de la reducción de la toxicidad es mayor cuanto menor es el contenido en carbono orgánico inicial del suelo. Así, en el suelo con menor concentración de carbono orgánico (1,1%) se observaron reducciones sustanciales de la toxicidad de la tetraciclina para dosis de CP de 12 Mg ha^{-1}, mientras que en el suelo con contenidos de carbono mayores, solo se observaron reducciones significativas de la toxicidad de la tetraciclina para dosis de CP de 48 y 96 Mg ha^{-1}.

Palabras clave: Tetraciclina, antibiótico, crecimiento bacteriano, corteza de pino, toxicidad.

Abstract

Tetracycline is an antibiotic used in veterinary medicine that reaches the soil through the spreading of excreta as organic amendment. To reduce its potential toxicity to soil bacterial communities, pine bark (PB) could be very useful, since it is mainly composed of organic carbon, with a high capacity to adsorb certain antibiotics. Therefore, the objective of this work is to assess CP ability to reduce the negative effects of tetracycline on soil bacteria. In fact, the results of the study show that this amendement reduces tetracycline toxicity on soil bacterial communities, and that the magnitude of the reduction is higher for soils having low initial organic carbon content. Specifically, regarding the soil with the lowest organic carbon concentration (1.1%) among those her studied, substantial reductions in teracycline toxicity were observed when it was amended with CP doses of 12 Mg ha^{-1}, while in the case of the soil with higher carbon content, relevant reductions in tetracycline toxicity were just observed when amending with CP doses of 48 and 96 Mg ha^{-1}.

Keywords: Tetracycline, antibiotic, bacterial growth, pine bark, toxicity.

Introducción

La intensificación de la producción ganadera en los últimos años ha provocado un aumento considerable de la utilización de antibióticos de uso veterinario. Estos antibióticos son poco absorbidos en el intestino animal, por lo que son excretados entre el 30 y el 90% [1]. Estas excretas son aplicadas al suelo como enmiendas orgánicas, siendo esta la principal fuente de entrada de los antibióticos a los agrosistemas [2]. Una vez en el suelo, los antibióticos pueden causar importantes efectos negativos sobre las comunidades microbianas, pudiendo afectar a su estructura y función [3]. Una buena alternativa para minimizar los efectos negativos de los antibióticos en el suelo es el uso de materiales bioadsorbentes, debido a su bajo costo y a la reducción de la biodisponibilidad de sustancias tóxicas [4]. La corteza de pino es un subproducto muy abundante en Galicia, con elevados contenidos en carbono orgánico [5] y con elevada capacidad de retención de antibióticos [6]. Los antibióticos de uso veterinario más empleados dentro de la Unión Europea son el grupo de las tetraciclinas (33,4% del total) [7], siendo la tetraciclina la que le da nombre a este grupo. Este antibiótico presenta una gran afinidad por la materia orgánica [8], por lo que la adición de esta al suelo podría reducir la toxicidad de la tetraciclina sobre los micoorganismos del suelo.

La hipótesis del presente trabajo es que la adición de corteza de pino al suelo contribuirá a reducir los efectos tóxicos sobre las comunidades bacterianas que puede causar la presencia de tetraciclina en el suelo. Por tanto, el objetivo de este estudio es evaluar el efecto en la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas, de la adición de distintas dosis de CP a 4 suelos con distinto contenido en carbono orgánico.

Material y métodos

Suelos de estudio

A partir de un total de 24 suelos agrícolas recogidos en las comarcas de A Limia y Sarria (Galicia), a los que previamente se ha evaluado el efecto de la adición de tetraciclina sobre las comunidades bacterianas a corto, medio y largo plazo, se han seleccionado 4 suelos en los que se han detectado los mayores efectos negativos a corto plazo. Las propiedades físicas y químicas de los suelos se muestran en la Tabla 1. El pH en agua (pH_W) de los suelos varía entre 4,6 y 5,1, y en KCl (pH_{KCl}) de 4,1 a 4,6. Los valores de carbono orgánico (C) están comprendidos entre 1,1 y 3,8%, mientras que la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICe) varía desde 4,1 a 6,8 $cmol_c kg^{-1}$.

Tabla 1. Características generales de los suelos estudiados (n=4).

	Suelos			
	1	**2**	**3**	**4**
pH_W	4,8	5,1	4,6	4,7
pH_{KCl}	4,3	4,6	4,1	4,3
% C	1,1	3,8	3,1	3,4
% N_T	0,1	0,3	0,3	0,3
C/N	11,9	11	12,4	10,9
CICe	4,1	6,8	5,3	5,9
Arena (%)	64,7	42,7	56,7	54,7
Limo (%)	14	30	18	26
Arcilla (%)	21,3	27,3	25,3	19,3

pH_W es pH medido en agua; pH_{KCl} es pH medido en 0,1M KCl; C es carbono orgánico; N_T es nitrógeno total; CICe es la capacidad de intercambio catiónico efectiva.

Corteza de pino

La corteza de pino (CP) utilizada es comercializada por Geolia (Madrid, España). La CP se molió y se tamizó por un tamiz de luz de malla <2 mm. Este material fue analizado previamente por Cutillas et al. [5] y presenta un pH fuertemente ácido (4,5), un contenido en carbono orgánico de 48,6% y Nitrógeno de 0,08%, y una relación C/N de 600.

Diseño experimental

A 72 g (peso seco) de cada uno de los 4 suelos seleccionados se le añaden 3 concentraciones de corteza de pino: 6,

24, y 48 g kg^{-1}, equivalentes a 12, 48 y 96 Mg ha^{-1} considerando una profundidad efectiva del suelo de 20 cm y una densidad aparente de 1 kg dm^{-3}. Una vez mezcladas y homogeneizadas, las muestras se humedecen entre el 60-80% de la capacidad de campo y se incuban en oscuridad a 22 ºC durante un mes, tiempo suficiente para que el contacto del suelo con el bioadsorbente añadido varíe alguna de las propiedades originales de las diferentes muestras de suelo. Además, permitirá que las comunidades bacterianas del suelo se adapten a las nuevas características del mismo. Pasado este tiempo, a cada suelo se añadieron 7 concentraciones de tetraciclina (0,5, 2, 7,8, 31,3, 125, 500, 2000 mg kg^{-1}) y las muestras resultantes fueron incubadas a 22 ºC. Tras un 1 día de incubación se estimó el crecimiento bacteriano en cada una de las muestras usando la técnica de la incorporación de leucina (Leu) [9]. La cantidad de Leu incorporada se determinó usando un Analizador de Centelleo Líquido (Tri-Carb 2810 TR). Con los datos obtenidos se representaron curvas de inhibición del crecimiento bacteriano en función de la dosis de tetraciclina para los distintos suelos y dosis de corteza de pino.

Para distinguir los efectos de las distintas dosis de CP en la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo se calculó un índice de toxicidad (log IC_{50}) a partir de las curvas de inhibición obtenidas. El logaritmo de la concentración que inhibe el 50% del crecimiento bacteriano (log IC_{50}) fue calculado usando el siguiente modelo: $Y= c/[1+e^{b(a-x)}]$, donde *Y* es la incorporación de Leu para cada concentración de tetraciclina, *X* es el logaritmo de la concentración de tetraciclina añadida, *a* es el valor del log IC_{50}, *b* es un parámetro relacionado con la pendiente de la curva de inhibición, y *c* es el crecimiento bacteriano sin adición de antibiótico.

Resultados y discusión.

Los datos de crecimiento bacteriano en función de la concentración de tetraciclina fueron normalizados respecto al control (muestras sin tetraciclina) para poder comparar las curvas de inhibición de los diferentes suelos y concentraciones de corteza de pino. En la Figura 1 se muestran las diferentes curvas de inhibición obtenidas para las diferentes dosis de corteza de pino añadida (control-0, 12, 48, y 96 Mg ha^{-1}) en los 4 suelos estudiados. En general, se observa que la adición de tetraciclina a los suelos objeto de estudio provoca una importante inhibición del crecimiento bacteriano. Se observa además que al incrementar la dosis de CP las curvas de inhibición se desplazan hacia la derecha con respecto a la curva control. Este desplazamiento indica que la toxicidad de la tetraciclina disminuye con el aporte de la corteza de pino. La adición de CP al suelo implica un incremento de la superficie de adsorción de tetraciclina en los suelos (incremento del carbono orgánico) [8], y por tanto se espera una disminución de la biodisponibilidad del antibiótico, disminuyendo su toxicidad sobre los microorganismos.

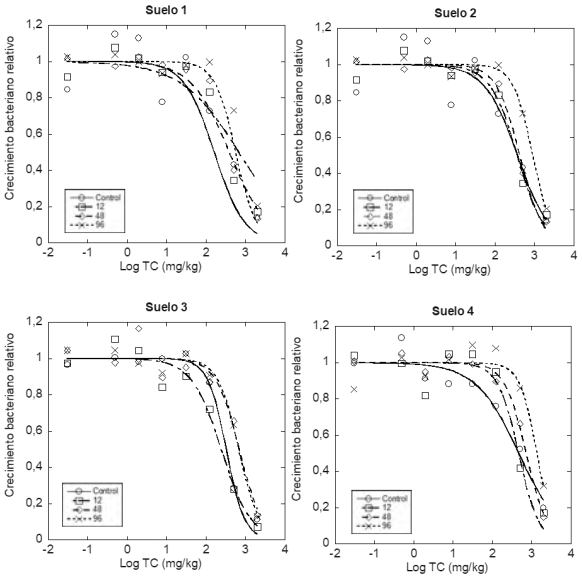


Fig 1. Crecimiento de las comunidades bacterianas en función de la concentración de tetraciclina añadida a los cuatro suelos estudiados y de las diferentes dosis de corteza de pino (control-0, 12, 48, y 96 Mg ha^{-1}).

Del ajuste de las curvas de inhibición al modelo se estimaron los valores de log IC_{50} para los 4 suelos y distintas dosis de corteza de pino (Tabla 2). En los suelos sin adición de CP (controles) el valor de log IC_{50} varía entre 2,20 y 2,67. Además,

esta variable está positivamente correlacionada con el carbono orgánico del suelo (r= 0,941; p<0,05), lo que indica que cuanto mayor es el valor del C edáfico menor es la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo.

Tabla 2. Valores estimados de los log IC_{50} (mg kg^{-1}) de los suelos estudiados para las diferentes concentraciones de corteza de pino añadidas (control-0, 12, 48, y 96 Mg ha^{-1}).

	Log IC50			
	1	2	3	4
Control	2,20±0,14	2,57±0,21	2,51±0,05	2,67±0,14
12 CP	2,84±0,10	2,56±0,09	2,38±0,12	2,66±0,10
48 CP	2,60±0,12	2,63±0,04	2,84±0,11	2,86±0,04
96 CP	2,75±0,10	2,96±0,04	2,83±0,05	3,13±0,10

Los valores de log IC50 muestran además que la disminución de la toxicidad de la tetraciclina tras la adición de 12 Mg ha^{-1} de corteza de pino es sustancial solo para el suelo 1 (%C = 1,1), mientras que en los otros suelos (%C = 3,8, 3,1 y 3,4) los efectos resaltables de la adición de CP no se observan hasta dosis de 48 o 96 Mg ha^{-1}. Estos resultados sugieren que la eficacia de la enmienda del suelo con corteza de pino para reducir la toxicidad de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo será mayor en suelos de bajo contenido en carbono que en suelos con un contenido elevado del mismo.

Conclusiones

La adición de tetraciclina a suelos ácidos causa un efecto tóxico sobre las comunidades bacterianas. Este efecto será mayor cuanto menor sea el contenido en carbono orgánico del suelo. La enmienda del suelo con corteza de pino contribuye a mitigar el efecto tóxico de la tetraciclina sobre las comunidades bacterianas del suelo. En suelos con bajos contenidos de carbono orgánico, la mitigación de la toxicidad se consigue con dosis bajas de corteza de pino, mientras que en los suelos con altos contenidos de carbono orgánico será necesario aportar mayores dosis de este bioadsorbente para observar disminuciones en la toxicidad de la tetraciclina.

Agradecimentos

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio Español de Economía y Competitividad a través de los proyectos CGL2015-67333-C2-1-R y -2-R (Fondos FEDER). David Fernández Calviño posee un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Sarmah, A. K., Meyer, M. T., Boxall, A. B. 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. Chemosphere, 65(5): 725-759.

[2] Hamscher, G., Sczesny, S., Höper, H., Nau, H. 2002. Determination of persistent tetracycline residues in soil fertilized with liquid manure by high performance liquid chromatography with electrospray ionization tandem mass spectrometry. Anal Chem 74: 1509-1518.

[3] Aminov, R. I., Mackie, R. I. 2007. Evolution and ecology of antibiotic resistance genes. FEMS Microbiology Letters, 271(2): 147-161.

[4] Fernández-Calviño D, Pérez-Armada L, Cutillas-Barreiro L, Paradelo-Núñez R, Núñez-Delgado A, Fernández-Sanjurjo MJ, Álvarez-Rodriguez E, Arias-Estévez M. 2016. Changes in Cd, Cu, Ni, Pb and Zn fractionation and liberation due to mussel shell amendment on a mine soil. Land Degrad Dev, 27:1276-1285.

[5] Cutillas-Barreiro L, Ansias-Manso L, Fernández-Calviño D, Arias-Estévez M, Nóvoa-Muñoz JC, Fernández-Sanjurjo MJ, Álvarez-Rodríguez E, Núñez-Delgado A. 2014. Pine bark as bio-adsorbent for Cd, Cu, Ni, Pb and Zn: batch type and stirred flow chamber experiments. J Environ Manage, 144: 258-264.

[6] Du, L., Liu, W. 2012. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. Agron Sustain Dev. 32: 309-327.

[7] European Medicines Agency, European Surveillance of Veterinary Antimicrobial Consumption, 2016. 'Sales of veterinary antimicrobial agents in 29 European countries in 2014'. (EMA/61769/2016).

[8] Souza, S. O., de Magalhães Silva, M., Santos, J. C. C., de Oliveira, L. C., do Carmo, J. B., Botero, W. G. 2016. Evaluation of different fractions of the organic matter of peat on tetracycline retention in environmental conditions: in vitro studies. Journal of Soils and Sediments, 16(6): 1764-1775.

[9] Bååth, E., Petterson, M., Söderberg, K.H. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. Soil Biol & Biochemistry 33: 1571-1574.

Uso de Tecnosoles "a la carta" para la mejora de la calidad química y biológica de escombreras de sulfuros de la mina Fé (Ciudad Rodrigo, España)

Tailor made Technosols use for the chemical and biological improvement of sulfide tailings from Fé mine (Ciudad Rodrigo, Spain)

Arán, Diego[1,2*], Santos, Erika S.[3,4], Abreu, Maria Manuela[4], Macías, Felipe[1,2]

[1] Departamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España *diegoaran@hotmail.com

[2] Instituto de Investigaciones Tecnológicas. Universidad de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, España

[3] CICECO - Aveiro Institute of Materials, Department of Chemistry, University of Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

[4] Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Linking Landscape, Environment, Agriculture and Food Research Centre, Instituto Superior de Agronomia Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal

Resumo / Resumen

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar, a largo plazo, la calidad química y biológica de materiales de escombrera (Tecnosoles espólicos), que contienen sulfuros metálicos, procedentes de la explotación de un yacimiento de uranio (mina Fé, Ciudad Rodrigo – España) tras la aplicación superficial de un Tecnosol diseñado y elaborado "a la carta" con propiedades ándicas y eutróficas. Tras 20 meses de aplicación, muestras de Tecnosoles, escombrera recuperada y sin recuperar fueron caracterizadas (determinación multielemental en la fracción total y disponible, respiración basal, actividad de la deshidrogenasa, β-glucosidasa, fosfatasa ácida y ureasa, y desarrollo de *Lolium perenne* L. y *Trifolium pratense* L.). Los materiales de escombrera presentaron significativo riesgo ambiental debido a sus características extremas (3<pH<4, fertilidad muy baja y contaminación multielemental). La aplicación del Tecnosol sobre la escombrera generó modificaciones significativas en varias características químicas (disminución de la disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos, aumento de la fertilidad) que contribuyeron a la estimulación de la respiración basal, actividad de la deshidrogenasa, y desarrollo de la vegetación herbácea. La aplicación del Tecnosol “a la carta" demostró ser una tecnología eficiente, mismo a largo plazo, para la recuperación de materiales con sulfuros.

Palabras clave: Comunidad microbiana, metal(oide)s, Tecnosol “a la carta”, rehabilitación, vegetación.

Abstract

The objective of this work was to evaluate, at long term, the chemical and biological quality of the mine wastes (Spolic Technosols) containing metallic sulfides (Fé mine, Ciudad Rodrigo – Spain) after the superficial application of a "tailor made Technosols" with andic and eutrophic properties. After 20 months of application, samples of Technosols, recovered and unrecovered mine wastes were characterized (multielemental concentration in total and available fractions, basal respiration, activity of dehydrogenase, β-glucosidase, acid phosphatase and urease, and development of *Lolium perenne* and *Trifolium pratense*). The mine waste materials presented significant environmental risk due to their extreme characteristics (3<pH<4, very low fertility and multielemental contamination). The application of the Technosol over the mine wastes caused significant changes in several chemical characteristics (decrease of the potentially toxic elements availability, increased fertility) that contributed to the stimulation of basal respiration, dehydrogenase activity, and development of the herbaceous vegetation. The application of a Technosol was an efficient technology, even at long term, for the rehabilitation of mine materials with sulfides.

Keywords: Microbial community, metal(loid)s, rehabilitation, tailor made Technosol, vegetation.

Introducción

Durante la actividad minera son generadas grandes cantidades de diferentes residuos que, de acuerdo con sus propiedades, tienen diferente riesgo ambiental [1]. Los residuos de mina que contienen fases sólidas reactivas, como son los sulfuros metálicos, tienen un mayor riesgo debido a sus características físico-químicas y a sus lixiviados generados [2].

En sistemas convencionales de cierre, las escombreras son encapsuladas con geotextiles o materiales similares (ej. arcilla), a los cuales se les aplica una capa superficial de suelo para soporte de la vegetación. Este tipo de sistemas tienen un elevado coste de implementación y mantenimiento, pues no favorecen la mejora de las características químicas de los materiales y, debido a ello, se mantiene el tratamiento de sus lixiviados. Por otra parte, el encapsulamiento no supone una adecuada recuperación del funcionamiento hídrico y biótico, y sólo debería utilizarse cuando no existe otra alternativa sostenible.

En la actualidad, las estrategias de rehabilitación ambiental deben incluir tecnologías basadas en la sostenibilidad y la economía circular. En este contexto, una alternativa eficaz es la utilización de Tecnosoles diseñados específicamente a cada problema ambiental (*Tailor made Technosols*). El uso de estos Tecnosoles permite actuar de forma conjunta en varios procesos biogeoquímicos (ej. neutralizar ácidos, disminuir la oxidación de sulfuros, inmovilizar metal(oide)s y aniones móviles potencialmente tóxicos e incrementar la fertilidad, actividad biótica) debido a la complementariedad de sus componentes [3-4].

La efectividad de los Tecnosoles en la mejora de las características físico-químicas de materiales de mina y sus lixiviados ha sido demostrada en varios ensayos [4-13]. Sin embargo, pocos estudios disponibles demuestran la mejora biológica de las escombreras y otros residuos mineros con el uso de Tecnosoles [7,11-12].

El objetivo de este trabajo fue evaluar, mediante parámetros químicos y viológicos, la rehabilitación ambiental a largo plazo de residuos mineros con sulfuros metálicos y As, tras la aplicación de un Tecnosol "a la carta" con propiedades ándicas y eutróficas.

Material y métodos

La mina Fé, situada en Saelices el Chico (Ciudad Rodrigo, España), desarrolló actividades de extracción y concentración de U, por la empresa ENUSA, entre 1975 y 2000. La mineralización de U en este yacimiento contiene sulfuros metálicos, principalmente pirita, que conlleva a que sus residuos generen drenaje ácido con elevados contenidos de elementos potencialmente tóxicos–EPTs [5].

Con la finalidad de recuperar estos residuos con sulfuros y sus lixiviados, se implementó un ensayo piloto (≈625 m^2) donde se aplicó una capa superficial de 20 cm de un Tecnosol diseñado y elaborado con propiedades ándicas y eutróficas. Tras 20 meses de aplicación, muestras compuestas del Tecnosol (PROF: <20 cm), Escombrera recuperada localizada abajo del Tecnosol (PROF: 20-40 cm) y Escombrera sin recuperar (PROF: <20 cm) fueron recogidas para la evaluación de su calidad química y biológica. Los materiales (<2 mm) se caracterizaron químicamente para: pH en H_2O y KCl; P extraíble; N total, C orgánico, capacidad de intercambio catiónico y concentración multielemental en la fracción pseudo-total (extracción *aqua regia*) y disponible (extracción por método Rhizo [14]).

Para evaluación de la calidad biológica de los materiales se analizó la actividad de la deshidrogenasa [15], β-glucosidasa [16], fosfatasa ácida [17] y ureasa [18] así como la respiración basal en condiciones controladas durante 88 h. Además, se evaluó el desarrollo de herbáceas (% de cobertura vegetal y biomasa seca de *Lolium perenne* L. y *Trifolium pratense* L.) en un ensayo de microcosmos en condiciones controladas de invernadero durante un mes (500 g de cada material/maceta; 1,0 g semillas/especie).

La comparación entre los parámetros de la escombrera (Control) y escombrera recuperada se realizó mediante el test no-paramétrico Kruskal–Wallis (SPSS v18.0).

Resultados y discusión

Los materiales de escombrera son moderadamente ácidos, con una estructura desfavorable y fertilidad muy baja (Tabla 1). Sus concentraciones totales de Cr (60,5 mg/kg), Mn (1,3 g/kg), Ni (103 mg/kg) y Zn (202 mg/kg) exceden los valores establecidos para diferentes usos y protección de los ecosistemas [19]. Además, las concentraciones totales de Al también alcanzan 46,2 g/kg. En la fracción disponible de estos materiales también existen concentraciones preocupantes de algunos EPTs (Al, Cr, Mn y Ni; Tabla 2).

Tabla 1 – Características químicas de los materiales (media±DP; *n*=3).

	Esc	EscR	TEC
$pH_{(H2O)}$	4,3±0,01*	4,5±0,02*	7,7±0,01
$pH_{(KCl)}$	3,4±0,02*	4,1±0,02*	7,6±0,01
$C_{Organico}$ (g/kg)	<LD*	3,3±0,7*	40,4±1,2
N_{Total} (g/kg)	0,4±0,2	0,4±0,2	2,6±1,0
$P_{Extraible}$ (mg/kg)	1,0±0,1*	16,2±0,1*	97,9±1,2
CIC ($cmol_c^+$/kg)	14,2±6,7*	26,1±3,8*	41,0± 2,3

Esc: escombrera; EscR: escombrera recuperada; TEC: Tecnosol; LD: Limite de detección; CIC: Capacidad de intercambio catiónico. Valores señalados con * indican diferencias significativas (p< 0,05)

La aplicación del Tecnosol sobre la escombrera generó modificaciones significativas en varias características. Las concentraciones de Mg, Mn y Ni en la fracción disponible de la escombrera recuperada disminuyeron relativamente a la escombrera sin tratar, mientras que la disponibilidad de C orgánico y macro- y micro-nutrientes (Ca, K, P, Cu, Fe y Zn) aumentaron dentro de límites tolerables para las plantas (Tablas 1–2). Estos datos justifican la estimulación de la actividad de la comunidad microbiana observada por el aumento de la respiración basal y actividad de la deshidrogenasa (Tabla 3). No obstante, no se obtuvieron diferencias entre las actividades de la β-glucosidasa, fosfatase ácida y ureasa de la escombrera tratada y el control (Tabla 3), las cuales usualmente son más sensibles durante la primera etapa del proceso de rehabilitación cuando existe una gran disponibilidad de los nutrientes.

Tabla 2 – Concentraciones de los elementos en la fracción disponible de los materiales (media±DP; *n*=3).

mg/kg	Esc	EscR	TEC
Al	138±1,2*	523±71,6*	62,1±1,1
As	<0,1	<0,1	0,1±0,02
Ca	582±27,3*	2642±489*	2449±89,1
Cr	$(11,8±1,0)x10^{-2}$*	$(15,5±2,4)x10^{-2}$*	$(13,8±0,5)x10^{-2}$
Cu	0,4±0,1*	2,1±0,6*	0,6±0,02
Fe	24,7±1,1*	71,4±1,9*	23,5±0,9
K	18,0±0,5*	209±3,1*	352±20,5
Mg	1215±148*	578±84,5*	514± 24,2
Mn	227±63,1*	53,8±8,2*	1,0± 0,04
Na	67,3±8,5*	194±20,0*	197± 20,9
Ni	10,7±2,4*	5,1±0,6*	$<5,0x10^{-2}$
Pb	$<5,0x10^{-2}$	$<5,0x10^{-2}$	$<5,0x10^{-2}$
Zn	5,1±0,7*	11,1±1,1*	0,1±0,02

Esc: escombrera; EscR: escombrera recuperada; TEC: Tecnosol. Valores señalados con * indican diferencias significativas (p< 0,05)

Tabla 3 – Parámetros biológicos de los materiales asociados a la comunidad microbiana (media±DP; *n*=3).

	Esc	EscR	TEC
Fosfatasa ácida (µmol ρ-Nitrophenol g^{-1} h^{-1})	0,33±0,03	0,38±0,09	1,18±0,25
Glucosidasa (µmol ρ-Nitrophenol g^{-1} h^{-1})	0,04±0,01	0,05±0,01	0,36±0,02
Ureasa (µmol N-NH_4^+ g^{-1} $2h^{-1}$)	0,30±0,11	0,39±0,13	1,13±0,15
Deshidrogenasa (µg TPF g^{-1} $16h^{-1}$)	0,17±0,01*	0,82±0,10*	69,7±7,8
Respiración basal (mg CO_2 g^{-1})	0,09*	0,70*	3,58

Esc: escombrera; EscR: escombrera recuperada; TEC: Tecnosol. Valores señalados con * indican diferencias significativas (p< 0,05)

La mejora de la estructura y de las características químicas en la escombrera recuperada, debido a la aplicación del Tecnosol diseñado, contribuyeron también para la estimulación de la germinación y el desarrollo de ambas especies (EscR– *L. perenne*: 65% de cobertura, 0,85 g Biomasa seca/maceta; *T. pratense*: 90% de cobertura, 1,01 g/maceta; Esc– <1% de cobertura, <0,02 Biomasa seca g/maceta).

Por otro lado, hay que señalar que el Tecnosol, incluso tras 20 meses de aplicación, presentó características químí-

cas adecuadas (Tablas 1–2) para continuar con la recuperación de los materiales de escombrera así como para soportar una biota diversa. De hecho, la cobertura vegetal (100% para ambas las especies), la cantidad de biomasa seca producida (g/maceta; *L. perenne*: 1,7; *T. pratense*: 2,5), y los otros parámetros asociados al funcionamiento de la comunidad microbiana tuvieron los valores más altos en este material (Tabla 3).

Conclusiones

Las características químicas de los materiales de escombrera indican un significativo riesgo ambiental y la necesidad urgente de recuperación. La aplica-.ción del Tecnosol con propiedades ándicas y eutróficas sobre la escombrera con sulfuros metálicos provocó una mejora significativa en la calidad química y biológica de sus materiales. Además, el aumento de la cobertura vegetal contribuye para la reducción de la erosión.

Agradecimientos

A la empresa ENUSA por la colaboración técnica y área de estudio; Carmen Pérez y David Romero por el suporte técnico; FCT por el financiamiento de la beca de pos-doctorado (SFRH/BPD/117556/2016), del LEAF (FCT Ref. UID/AGR/04129/2013) y del CICECO (FCT Ref. UID/CTM/50011/2013); y Xunta de Galicia por el financiamiento del Grupo de Excelencia Competitiva AMBISOL (GRC2014/003).

Referencias bibliográficas

[1] Wong, MH, 2003. Ecological restoration of mine degraded soils with emphasis on metal contaminated soils, CHEMOSPHERE 50: 775–780.

[2] Abreu, MM, Batista, MJ, Magalhães, MCF, Matos, JX, 2010. Acid mine drainage in the PIPB, in: Robinson, BC (Ed.), Mine drainage and related problems. Nova Science Publishers, USA, pp. 71–118.

[3] Macías, F, 2004. Recuperación de suelos degradados, reutilización de residuos y secuestro de carbono. Una alternativa integral de mejora de la calidad ambiental. RECURSOS RURAIS 1: 49–56.

[4] Macías, F, Macías-García, F, Nieto, C, Verde, JR, Pérez, C, Bao, M, Camps-Arbestain, M, 2011. Gestión de residuos y cambio climático, in Mosquera, MEL, Osés, M.J.S. (Eds.), Gestión de residuos orgánicos de uso agrícola. Servizo de Publicacións e Intercambio Científico de la Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 11–24.

[5] Arán, D, Antelo J, Macías, F 2016. Using Technosols for improvement in chemical quality of runoff of Fé mine (Ciudad Rodrigo, Salamanca), in Comissão Editorial do VII CICS 2016/VI CNRD 2016 (Eds.), Livro de Actas do VII CICS/VI CNRD, 337–340.

[6] Asensio, V, Veja, FA, Andrade, ML, Covelo, EF, 2013. Technosols made of wastes to improve physico-chemical characteristics of a copper mine soil. PEDOSPHERE 23(1): 1–9.

[7] Asensio, V, Covelo, EF, Kandeler, E, 2013. Soil management of copper mine tailing soils — Sludge amendment and tree vegetation could improve biological soil quality. SCI TOTAL ENVIRON 456–457: 82–90.

[8] Asensio, V, Vega, FA, Andrade, ML, Covelo, EF, 2013. Tree vegetation and waste amendments to improve the physical condition of copper mine soils. CHEMOSPHERE 90: 603–610.

[9] Monterroso, C, Macías, F, Gil Bueno, A, Val Caballero, C, 1998. Evaluation of the land reclamation project at the As Pontes Mine (NW Spain) in relation to the suitability of the soil for plant growth. LAND DEGRAD DEVELOP 9: 441–451.

[10] Rodríguez-Vila, A, Asensio, V, Forján, R, Covelo, EF, 2016. Assessing the influence of Technosol and biochar amendments combined with *Brassica juncea* L. on the fractionation of Cu, Ni, Pb and Zn in a polluted mine soil. J SOIL SEDIMENT 16(2): 339–348.

[11] Santos, ES, Abreu, MM, Macías, F, de Varennes, A, 2014. Improvement of chemical and biological properties of gossan mine wastes following application of amendments and growth of *Cistus ladanifer* L. J GEOCHEM EXPLOR 147: 173-181.

[12] Santos, ES, Abreu, MM, Macías, F, de Varennes, A, 2016. Chemical quality of leachates and enzimatic activities in Technosols with *gossan* and sulfide wastes from the São Domingos mine. J SOIL SEDIMENT 16(4): 1366–1382.

[13] Santos, ES, Abreu, MM, Macías, F, Magalhães, MCF, 2017. Potential environmental impact of Technosols composed of *gossan* and sulfide-rich wastes from São Domingos mine: assay of simulated leaching. J SOIL SEDIMENT 17(5): 1369–1383.

[14] Feng, M, Shan, X, Zhang, S, Wen, BA, 2005. Comparasion of rizosphere-based method with DTPA, EDTA, $CaCl_2$ and $NaNO_3$ extraction methods for prediction of bioavailability of metals in soil to barley. ENVIRON POLLUT 137: 231–40.

[15] Tabatabai, MA, 1994. Soil enzymes. In: Mickelson, SH, Bigham, JM, (Eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. Soil Science Society of America, USA, pp. 775–833.

[16] Eivazi, F, Tabatabai, MA, 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. SOIL BIOL BIOCHEM 20: 601–606.

[17] Eivazi, F, Tabatabai, MA, 1977. Phosphatases in soils. SOIL BIOL BIOCHEM 9: 167–172.

[18] Kandeler, E, Gerber, H, 1988. Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. BIOL FERTIL SOILS 6: 68–72.

[19] DOGA, 2009. Decreto 60/2009 sobre solos potencialmente contaminados e procedemento para a declaración de solos contaminados. Diario Oficial de Galicia. 57: 5920-5936.

Mineralização e lixiviação in-situ de N a partir de resíduos vegetais aplicados ao solo

In-situ mineralization and leaching of N from vegetable residues applied to soil

Sousa, J.R.[1*], Cabral, F.[2], Coutinho, J.[1]

[1] Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal *jricardo@utad.pt

[2] LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

Resumo

Foi estudado o efeito da aplicação de matéria orgânica ao solo na mineralização e lixiviação de N com base num reator aberto. Para o efeito, foram considerados três resíduos orgânicos: palha de trigo (PT), restolho de milho (RM) e tremocilha (TREM). O estudo foi realizado em condições de campo e ausência de cultivo durante 392 dias num Regassolo Eutrico. Os resíduos foram adicionados numa dose de 26 Mg MS ha^{-1}. Colocaram-se 10 g de resinas de troca iónica na base aberta do reator para estimar o potencial de lixiviação do N. Amostras de solo e resinas foram recolhidas nas datas de 28, 56, 84, 112, 224 e 392 dias e analisados os teores de $N\text{-}NH_4$ e $N\text{-}NO_3$. Os resultados revelaram diferentes comportamentos dos resíduos orgânicos. A TREM registou uma mineralização liquída aparente e uma lixiviação potencial aparente de 187 e 157 g N kg^{-1} N adicionado. Os resíduos PT e RM conduziram a uma imobilização e redução da lixiviação de 642, 213 e 148 e 135 g N kg^{-1} N adicionado, respetivamente. O reator mostrou-se sensível às variações das condições edafo-climáticas e características químicas dos resíduos, sendo possível observar fases distintas, com os materiais a registar mais de 80% do total de N mineralizado/imobilizado e lixiviado nos 84 dias iniciais.

Palavras-chave: azoto, mineralização, lixiviação, incubação, resíduos orgânicos.

Abstract

The effect of soil organic matter application on nitrogen mineralization and lixiviation were investigated using an open both sides reactor. Three organic residues were considered: wheat straw (WS), corn stubble (CS) and yellow lupine (YL). This study was conducted in field and absence of cultivation conditions for a 392 days period with a Eutric Regosol. The residues were added in a dose of 26 t DM ha^{-1}. A 10 g of exchange resins was placed at bottom open reactor to measure the potential N lixiviation. In the soil and resins samples, NH_4-N and NO_3-N were measured for the 28, 56, 84 112, 224 and 392 samples dates. The results reveal different behavior of the organic residues. YL showed an N mineralization and effective leaching of the 187 and 157 g of N per kg^{-1} of N added. The WS and CS residues promoted an N immobilization and reduction of leaching of 642, 213 and 148 and 135 g of N per kg^{-1} N added, respectively. The reactor showed sensibility to the edaphic-environmental conditions and materials characteristics, being observed an existence of two distinct dynamic phases, with more than 80% of the total N mineralized and leached values registered in the first 84 incubation days.

Keywords: nitrogen, minerlization, leaching, incubation, organic residues.

Introdução

A intensificação das práticas agrícolas, associadas a elevadas exportações e diminuição das restituições orgânicas das culturas, tem originado uma diminuição da matéria orgânica dos solos e consequente perda de fertilidade [1]. As aplicações de resíduos de culturas, com o objetivo de restituir nutrientes e matéria orgânica ao solo, fazem parte de estratégias sustentáveis que visam uma melhoria da fertilidade e qualidade do solo. Todavia, o sucesso destas práticas nos aspetos qualitativos e quantitativos da fertilidade do solo estão dependentes do comportamento dos resíduos orgânicos no solo, nomeadamente da dinâmica dos respetivos processos de mineralização e lixiviação, fortemente influenciados pela sua composição bioquímica e condições edafo-climáticas [2]. Neste contexto, as metodologias usadas na avaliação da mineralização da matéria orgânica deverão integrar os efeitos destes fatores de forma a obter informações mais realistas e adaptadas a diferentes condições edafo-climáticas.

As incubações *in-situ*, pelos princípios inerentes, são tidas como metodologias mais fiáveis que as laboratoriais na avaliação dos processos de mineralização carecendo, no entanto, de precisão [3]. No desenvolvimento de um novo tipo de reator, com base na avaliação da mineralização e lixiviação de N a partir da matéria orgânica do solo, foram observados resultados equiparáveis às incubações laboratoriais, em termos de precisão e exatidão [4].

Estes resultados pressupõem que este tipo de reator é, igualmente, sensível na avaliação dos processos de mineralização e lixiviação a partir de resíduos orgânicos aplicados ao solo, facto que constitui a hipótese do trabalho agora apresentado.

Material e métodos

Um reator aberto foi usado para avaliar de forma simultânea os processos de mineralização e lixiviação de N em três resíduos de culturas selecionados para o efeito: (i) palha de trigo (PT); (ii) restolho de milho (RM) e (iii) tremocilha (TREM) (Quadro 1).

Quadro 1 – Caraterísticas físico-químicas iniciais dos materiais orgânicos estudados.

Parâmetro	PT	RM	TREM
Mat. Seca (g kg^{-1})	903.5	894.3	889.1
C_{tot} (g kg^{-1})	337.1	492.1	327.9
N_{tot} (g kg^{-1})	3.9	7.3	33.3
COEA (g kg^{-1})	21.5	14.0	50.5
NOEA (g kg^{-1})	0.8	0.5	9.6
Tappi (g kg^{-1})	38.0	76.0	265.0
Hem (g kg^{-1})	312.5	283.3	122.9
Cel (g kg^{-1})	431.5	304.6	318.0
Len (g kg^{-1})	69.0	68.3	28.7
PF_{tot} (g EAG kg^{-1})	22.6	15.6	40.2
NH_4^+ (mg kg^{-1})	218.0	193.5	1999.3
NO_3^- (mg kg^{-1})	12.4	9.3	634.7
C:N	86.4	67.4	9.8
COEA:NOEA	26.9	28.0	5.3

C_{tot} (C total); N_{tot} (N total); COEA (C organico extraível em água); NOEA (N orgânico extraível em água); Hem (hemicelulose); Cel (celulose); Len (lenhina); PF_{tot} (polifenois totais).

Para cada reactor foram pesadas 1500 g de um Regossolo Eutrico (matéria orgânica 15,2 g kg^{-1}; pH(H_2O) 6,8; pH(KCl) 4,4; argila 16,4 g kg^{-1}, N total 6,2 g kg^{-1}; NH_4^+ 3,6 mg kg^{-1}; NO_3^- 1,7 mg kg^{-1};), seco e crivado (Ø 4,0 mm). Os resíduos foram aplicados (enterrados) numa dose equivalente a 26 t MS ha^{-1}. Um controlo, sem adição de matéria orgânica, foi também incluído. Na parte inferior aberta do reator, num dispositivo destacável de acrílico, foram colocadas 10 g de resinas de troca iónica, do tipo AMBERLITE, com o objetivo de captar formas catiónicas (NH_4^+) e aniónicas (NO_3^-) de N, de modo a estimar a lixiviação potencial de N.

Um total de 96 reatores, relativos a 4 tratamentos, 3 repetições e 6 datas de amostragem (26, 56, 84, 112, 224 e 392 dias) foram colocados a incubar in-situ, em condições de clima Mediterrâneo e ausência de cultivo, durante um período de 392 dias. Para cada data de amostragem, um total de 16 reatores, 4 reatores por tratamento, foram recolhidos, destruídos e analisadas as formas minerais de N no solo e resinas, com base no procedimento descrito por [4]. Os valores de lixiviação aparente e mineralização líquida aparente de cada material, determinados após dedução do

efeito do controlo, foram expressos em g de N por kg de N adicionado.

Uma análise de variância (ANOVA) foi realizada de modo a avaliar o efeito do tipo de resíduo orgânico nos valores de N mineralizado e lixiviado em cada data de amostragem, para um nível de probabilidade de 95% (α=0.05). Os valores médios dos parâmetros em análise foram separados estatisticamente através da técnica *Least Significance Diferences* para igual nível de probabilidade ($LSD_{0.05}$).

Resultados e discussão

Os resultados revelaram um efeito significativo ($p<0.001$) do material orgânico nos processos de mineralização e lixiviação do N, com os materiais a registarem diferenças significativas ($p<0.05$) entre si em todas as datas de amostragem.

Na mineralização de N foram observados comportamentos distintos entre os materiais estudados, com a TREM a registar mineralização líquida de N e a PT e RM imobilização líquida de N em todos os períodos de incubação estudados (Fig. 1).

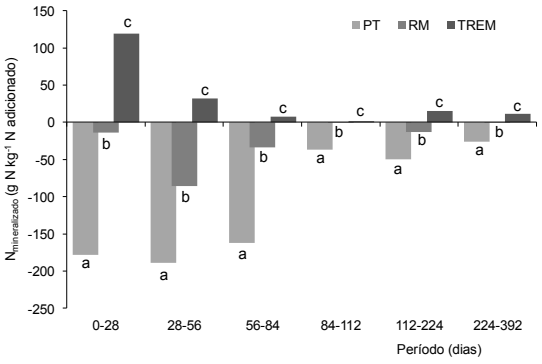


Fig. 1 – Mineralização líquida aparente de N (g N kg^{-1} N adicionado) nos materiais estudados ao longo do período de incubação.

No final do período experimental, a TREM disponibilizou um total de 187 g de N por kg^{-1} N adicionado, enquanto a PT e o RM promoveram uma imobilização de N equivalente a um total de 642 e 148 g N por kg de N adicionado, respetivamente.

Na lixiviação de N manteve-se a tendência observada na mineralização, com a TREM a revelar maior potencial de perda de N, registando perdas de N em todos os periodos de incubação estudados, com um total de 157 g N kg^{-1} N adicionado (Fig. 2).

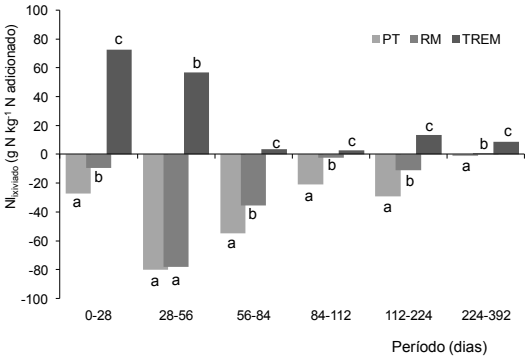


Fig. 2 – Lixiviação líquida de N (g N kg^{-1} N adicionado) nos materiais estudados ao longo do período de incubação.

Comportamento oposto foi observado para os resíduos PT e RM, com ambos materiais a promoverem uma redução das quantidades de N lixiviado ao longo do período de incubação, com valores acumulados equivalentes a 213 e 135 g N kg^{-1} N adicionado, respetivamente.

Em termos da dinâmica dos processos de lixiviação e mineralização de N, os materiais revelaram comportamentos mais equiparáveis, com a observação de duas fases distintas, com maior destaque para a fase inicial na qual a cinética e dimensão dos processos se revelaram mais elevados (Fig. 3). Cerca de 84% das perdas de N lixiviado na TREM e 76% e 91% das reduções de N lixiviado observadas na PT e RM, respetivamente, a ocorrer nos primeiros 84 dias. Para a mineralização, considerando igual período de incubação, os resultados obtidos revelaram valores da mesma ordem, com o N mineralizado na TREM e o N imobilizado na PT e RM a representar cerca de 82%, 90% e 85% do total registado, respetivamente.

Os resultados obtidos evidenciam uma relação entre os processos de mineralização e lixiviação os quais, por sua vez, se revelam dependentes da

qualidade química dos materiais e das condições edafo-climáticas. Na TREM, as maiores quantidades de N mineralizado estão relacionadas com a existência de uma maior fração lábil, traduzida por maiores teores de N orgânico solúvel (Quadro 1), mais facilmente mineralizável ($t_{1/2}$ = 8,0 dias), e que juntamente com elevados teores de N inorgânico promovem maior acumulação de formas de N potencialmente lixiviadas, tal como foi observado [5].

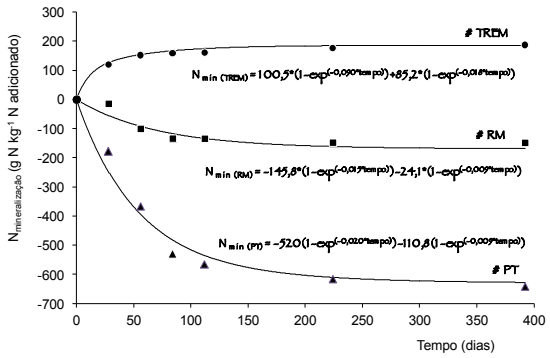


Fig. 3 – Mineralização e imobilização líquida aparente acumulada de N (g N kg^{-1} N adicionado) nos materiais estudados ao longo do período de incubação.

No caso da PT e RM, a lixiviação líquida de N negativa associada à imobilização de N, igualmente registadas por [5] e [6] em incubações laboratoriais e *in-situ*, refletem o tipo de características destes materiais, nomeadamente os maiores valores de C:N (Quadro 1). Neste tipo de materiais, com maiores teores de elementos estruturantes, a razão C:N revela-se um indicador válido na previsão do balanço dos processos de mineralização-imobilização de N [2], podendo explicar as diferenças observadas. As maiores quantidades de C em formas mineralizáveis, como hemicelulose e celulose, associados a menores teores de N total (Quadro 1), reflectem os maiores valores da razão C:N registados na PT em relação ao RM, explicando o maior potencial de imobilização e de redução de lixiviação do primeiro em relação ao segundo. Para além da qualidade química dos materiais, as maiores dinâmicas dos processos observadas na fase inicial, refletem as condições edafo-climáticas mais favoráveis aos processos de disponibilização e perda de N [4]. A utilização de reatores abertos permite integrar o efeito da variação dos principais fatores de modelação da mineralização e lixiviação *in-situ* (temperatura e humidade do solo, precipitação) tornando a sua avaliação mais realista [7].

Conclusões

A TREM apresenta um elevado potencial como fonte de N para as plantas podendo apresentar perdas por lixiviação, igualmente, elevadas, caso não sejam tomadas medidas de retenção do N disponibilizado. Os resíduos de PT e RM são uma alternativa à TREM, especialmente em condições de maior precipitação, permitindo aumentar o tempo de residência do N no solo, através da imobilização temporária, eliminando as perdas por lixiviação. As características químicas e edafo-ambientais são importantes fatores na transformação e perda de N no solo, com o reator aberto a revelar-se capaz de traduzir os respetivos efeitos.

Referências bibliográficas

[1] Marmo, L 2008. EU strategies and polices on soil and wastes management to off-set greenhouse gas emissions. WASTE MANAG. 28: 685-689.

[2] Chaves, B, De Neve, S, Hofman, G, Boeckx, P, Van Cleemput, O. 2005. Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition. EUR. J. AGRON. 21: 161-170.

[3] Hasselman, TA, Graetz, DA, Obreza, TA. 2004. A comparison of in-situ methods for measuring net nitrogen mineralization rates of organic soil amendments. J. ENVIRON. QUAL. 33: 1098-1105.

[4] Sousa, JR, Cabral, F, Coutinho, J. 2016. Assessment of N mineralization and N leaching in soil using a new in-situ incubation method. COMMUN. SOIL SCI. PLAN. 47(19): 2157-2167.

[5] Cabrera, ML, Kissel, DE, Vigil, MF. 2005. Nitrogen mineralization from organic residues. J. ENVIRON. QUAL. 34(1): 75-59.

[6] Cayuela, ML, Sinicco, T, Mondini, C, 2009. Mineralization dynamics and biochemical properties during initial decomposition of plant and animals residues in soil. APPL. SOIL ECOL. 41: 118-127.

[7] Raison, RJ, Connell, MJ, Khanna, PK, 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in-situ. SOIL BIOL. BIOCHEM. 19: 521-530.

Efeito da estabilidade da matéria orgânica de dois resíduos sólidos urbanos na mineralização e lixiviação de N

Effect of organic matter stability of two urban solid wastes on N mineralization and leaching

Sousa, J.R.[1*], Cabral, F.[2], Coutinho, J.[1]

[1] Centro de Química, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Portugal *jricardo@utad.pt

[2] LEAF, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal

Resumo

Foi estudado o efeito da estabilidade da matéria orgânica aplicada ao solo na mineralização e lixiviação de N. Dois resíduos sólidos urbanos com diferente estabilidade foram selecionados: (i) maior (RSU_1) e (ii) menor (RSU_2). O estudo foi realizado em condições de clima Mediterrâneo, na ausência de cultivo, num Regassolo eutrico, durante 392 dias. Os resíduos foram adicionados numa dose de 26 t MS ha^{-1} e colocados a incubar num reator aberto, com resinas de troca iónica na base, para estimativa do N lixiviado. Amostras de solo e resinas foram recolhidas periodicamente, analisados os teores de $N\text{-}NH_4$ e $N\text{-}NO_3$ e determinados os valores de lixiviação aparente potencial e mineralização líquida aparente de N, expressos em g N kg^{-1} N adicionado. O RSU_1 registou uma mineralização e lixiviação de N de 82 e 68 g N kg^{-1} N adicionado. Para o RSU_2, os valores equivalentes negativos (-177 e -120 g N kg^{-1} N adicionado), respetivamente, correspondendo a uma imobilização de N e ao menor risco de lixiviação de $N\text{-}NO_3^-$. O grau de estabilidade biológica, como importante vetor modelador da qualidade da matéria orgânica, revelou ser um influente fator no balanço mineralização-imobilização e perdas potenciais de N por lixiviação com origem em compostados.

Palavras-chave: azoto; matéria orgânica; mineralização; lixiviação; incubação.

Abstract

The effect of soil organic matter stability on N mineralization and leaching was studied. Two municipal solid wastes with different stability were selected: (i) higher (RSU_1) and (ii) lower (RSU_2). The study was developed under conditions of Mediterranean climate, in the absence of cultivation, in a eutric Regassol, for 392 days. The residues were added at a dose of 26 t DM ha^{-1} and incubated in an open reactor with ion exchange resins at the open base for estimation of leached N. Soil samples and resins were collected periodically, the NH_4-N and NO_3-N contents were analyzed and the values of potential apparent leaching and apparent net mineralization of N were determined and expressed in g N kg^{-1} N added. The RSU_1 recorded N mineralization and leaching of 82 and 68 g N kg^{-1} N added. For the RSU_2, the negative equivalent values (-177 and -120 g N kg^{-1} N added), respectively, corresponding to an immobilization of N and the lower risk of leaching of NO_3-N. The degree of biological stability, as an important vector modulator of organic matter quality, has been shown to be an influent factor in the mineralization-immobilization balance and potential loss of N by leaching from compost.

Keywords: nitrogen; organic matter; mineralization; leaching; incubation

Introdução

Os baixos teores de matéria orgânica dos solos agrícolas, associados a uma cada vez menor utilização de corretivos orgânicos tradicionais na respetiva correção, como o caso dos estrumes, tem impulsionado a procura de novas soluções para a manutenção da fertilidade e qualidade do solo. Os resíduos sólidos urbanos, devido aos elevados teores de matéria orgânica e nutrientes, constituem uma alternativa viável podendo ser usados como corretivos orgânicos.

Para uma aplicação mais sustentável deste tipo de resíduos ao solo, a compostagem tem sido utilizada com o objetivo de promover a respetiva estabilidade biológica, avaliada como a resistência do material à oxidação biológica [1]. Todavia, vários sistemas operacionais de compostagem têm revelado baixa eficiência na estabilização biológica dos resíduos, quer por um deficiente controlo dos principais fatores físicos quer devido à inexistência de um método de referência aceite na avaliação da respetiva qualidade final [2].

Neste contexto, as incubações biológicas *in-situ* constituem metodologias válidas na avaliação da qualidade dos compostados aplicados ao solo na medida em que possibilitam a avaliação dos processos de disponibilidade e perda de nutrientes relacionados com a estabilidade da matéria orgânica permitindo uma melhor compreensão do processo de compostagem. Assim, o trabalho agora apresentado tem como objetivo avaliar a mineralização líquida e lixiviação potencial aparente de N, em condições de campo,em dois resíduos sólidos urbanos (RSU), com diferente grau de estabilidade.

Material e métodos

Um reator aberto, desenvolvido por [3], foi usado para avaliar simultaneamente os processos de mineralização e lixiviação de N em dois resíduos orgânicos com diferente estabilidade biológica: (i) RSU_1 e (ii) RSU_2. Os materiais foram secos, moídos, homogeneizados e retirada uma alíquota representativa para efeitos de caracterização (bio)química, usando os métodos de referência para as respetivas determinações realizadas no Laboratório de Solos e Plantas Joaquim Quelhas dos Santos. Para cada reator pesaram-se 1500 g de um Regassolo eutrico (matéria orgânica 15,2 g kg^{-1}; pH(H_2O) 6,8; pH(KCl) 4,4; argila 16,4 g kg^{-1}, N total 6,2 g kg^{-1}; NH_4^+ 3,6 mg kg^{-1}; NO_3^- 1,7 mg kg^{-1}), seco e crivado (Ø 4,0 mm). Uma única dose de aplicação foi considerada, em quantidades de 26 t MS ha^{-1}. Um tratamento controlo, sem adição de matéria orgânica, foi também incluído. Na parte inferior aberta de cada reator, num dispositivo destacável de acrílico, colocaram-se cerca de 10 g de resinas de troca iónica, tipo AMBERLITE, com o objetivo de reter formas catiónicas ($N\text{-}NH_4^+$) e aniónicas ($N\text{-}NO_3^-$) de N, para estimativa do potencial de lixiviação de N. Um total de 72 reatores, relativos a três tratamentos, 3 repetições e 6 datas de amostragem (28, 56, 84, 112, 224, e 392 dias) foram colocados a incubar *in-situ*, numa distribuição casualizada, em condições de clima Mediterrâneo e ausência de cultivo, durante um período de 392 dias.

Em cada data de amostragem, um total de 12 reatores, 4 reatores por tratamento, foram recolhidos, destruídos e retirados o respetivo solo e resinas de troca iónica, nos quais se analisaram os teores das formas minerais de N, num procedimento descrito por [3]. Os valores de lixiviação e mineralização aparente de N foram determinados com base nas diferenças registadas entre os tratamentos com e sem adição de matéria orgânica, sendo os resultados da mineralização aparente apresentados em termos líquidos, com base na variação entre cada amostragem e o início da incubação (tempo 0). Ambos parâmetros analisados, lixiviação potencial aparente e mineralização líquida aparente, foram expressos em termos de g N kg^{-1} N adicionado.

Uma análise de variância (ANOVA) foi realizada de modo a avaliar o efeito do tipo de resíduo orgânico nos valores de N mineralizado e lixiviado em cada data de amostragem, para um nível de probabilidade de 95%. Os valores médios dos parâmetros em análise foram separados estatisticamente através da

técnica *Least Significance Diferences* para igual nível de probabilidade ($LSD_{0.05}$).

Resultados e discussão

No quadro 1 são apresentadas as características (bio)químicas iniciais dos materiais estudados. Os resultados revelaram diferenças significativas ($p<0,05$) entre todos os parâmetros analisados, podendo os respetivos valores serem usados na avaliação da respetiva estabilidade biológica.

Quadro 1 – Caraterísticas (bio)químicas iniciais dos RSU estudados.

Parâmetro	RSU_1	RSU_2
H_2O (g kg^{-1})	29,8 *a*	145,5 *b*
pH (H_2O)	8,0 *b*	6,0 *a*
C (g kg^{-1})	237,2 *a*	422,9 *b*
N (g kg^{-1})	22,8 *b*	11,8 *a*
$N\text{-}NH_4$ (mg kg^{-1})	219,3 *a*	1530,3 *b*
$N\text{-}NO_3$ (mg kg^{-1})	86,2 *b*	4,6 *a*
ASA (g kg^{-1})	6,9 *a*	46,1 *b*
COEA (g kg^{-1})	6,3 *a*	32,8 *b*
NOEA (g kg^{-1})	1,2 *a*	2,5 *b*
HEM (g kg^{-1})	3,8 *a*	68,4 *b*
CEL (g kg^{-1})	481,4 *b*	200,5 *a*
LEN (g kg^{-1})	80,0 *b*	32,8 *a*
C:N	10,5 *a*	35,8 *b*

***ASA** (açúcares solúveis em água); **COEA** (carbono orgânico extraível em água); **NOEA** (azoto orgânico extraível em água); **HEM** (hemicelulose); **CEL** (celulose); **LEN** (lenhina); para a mesma linha, colunas com a mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de LSD, para um nível de probabilidade de 5%.*

Maiores teores de C e N orgânico solúvel e açúcares solúveis em água foram observados no RSU_2 comparativamente ao RSU_1, observando-se uma tendência inversa para as frações como celulose e lenhina. Os maiores teores de C orgânico solúvel do RSU_2, acima dos 17,0 g C kg^{-1} definido por [2] como referência para a estabilidade biológica de um compostado, evidenciam maiores quantidades de compostos de baixo peso molecular e que constituem uma característica de materiais orgânicos com menor estabilidade biológica [4]. No caso da celulose e lenhina, os maiores valores observados no RSU_1 poderão revelar uma maior estabilidade biológica uma vez que os constituintes destas frações são resultantes da transformação e condensação de compostos durante o processo de compostagem, nomeadamente em fases mais avançadas como a de maturação [5]. A mesma tendência é observada para outros parâmetros, igualmente usados na avaliação da estabilidade biológica deste tipo de materiais. No caso da relação C:N, os valores do RSU_2 revelaram-se superiores ao valor de referência proposto por [4] para este tipo de material (C:N=12), ao contrário do observado para o RSU_1 (quadro 1). A razão NH_4/NO_3 do RSU_2, superior ao valor de referência (0,16) poderá indiciar condições limitantes ao processo de nitrificação, por compostagem deficiente ou condições anaeróbias, promovendo a acumulação de formas amoniacais cujos teores se revelaram, uma vez mais, acima do máximo de referência para a estabilidade biológica (400 mg NH_4 kg^{-1}) [2].

A estabilidade biológica dos materiais influenciou de forma significativa ($p<0,05$) os processos de lixiviação e mineralização de N (figura 1).

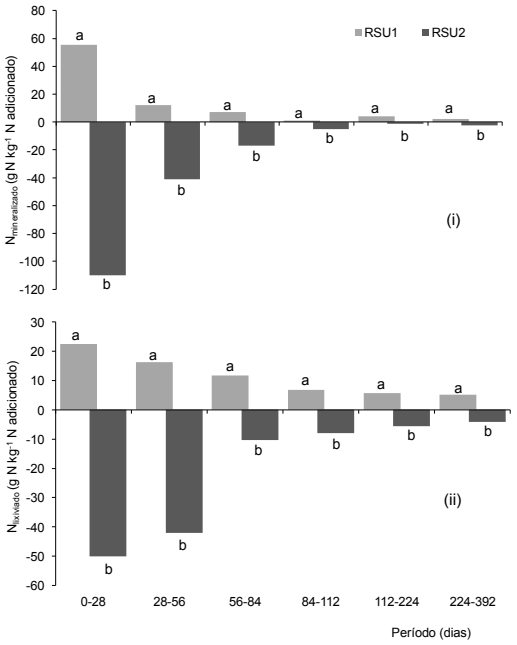


Fig. 1 – Mineralização líquida aparente (i) e lixiviação potencial aparente (ii) de N ao longo do período experimental nos RSU estudados.

Comportamentos distintos foram observados entre os materiais, quer em relação à disponibilidade de N mineral, quer aos riscos de lixiviação. Nos períodos estudados o RSU_1 e RSU_2 registaram, respetivamente, um aumento e diminuição da disponibilidade de N no solo. As quantidades de N mineralizado e imobilizado observadas nos diferentes resíduos revelaram-se mais elevadas na fase inicial, nomeadamente nos primeiros

56 dias, representando 83% do total de N mineralizado no RSU_1 e 87% do total de N imobilizado no RSU_2. Após este período, e até final do período experimental, ambos materiais registaram uma diminuição gradual das respetivas quantidades de N mineralizado e imobilizado (figura 1.i). No final dos 392 dias de incubação, o RSU_1 mineralizou cerca de 82 g N kg^{-1} N adicionado e o RSU_2 promoveu uma imobilização acumulada de N de 177 g N kg^{-1}, equivalente a 82 % e 77% do N aplicado, respetivamente.

Em termos de perdas potenciais de N por lixiviação (figura 1.ii), as diferenças entre os materiais mantiveram a tendência observada na mineralização de N, evidenciando a existência de uma relação entre estes processos. A mineralização líquida de N observada no RSU_1 potenciou perdas de N equivalentes a 68 g N kg^{-1} N adicionado; no RSU_2, a imobilização induziu uma redução de lixiviação de 120 g N kg^{-1} N adicionado.

Os efeitos da aplicação dos RSU na disponibilidade e perda de N no solo estão relacionados com o grau de estabilidade dos materiais, definido pela respetiva qualidade química da matéria orgânica (quadro 1), dependente das condições do processo de compostagem [1]. Processos de compostagem deficientes promovem uma menor estabilidade biológica da matéria orgânica, caracterizada por um teor de C lábil mais elevado [4]. Estes materiais induzem um aumento da atividade microbiana do solo [10] e, consequente, aumento das necessidades proteicas traduzidas por uma redução da disponibilidade de N no solo e perdas de N por lixiviação [5], tal como foi observado no caso do RSU_2 (figura 1). Por sua vez, uma maior estabilidade biológica da matéria orgânica está associada a um controlo mais eficiente das condições e tempo de compostagem, permitindo uma redução das frações lábeis e um consequente aumento das frações recalcitrantes ou formas mais oxidadas de azoto (NO_3) [6]. Tal como no caso do RSU_1 estudado, estes materiais caracterizam-se por apresentarem mineralização líquida de N [7] podendo apresentar maior potencial de lixiviação, especialmente em fases de menores necessidades das culturas. Este tipo de materiais apresenta relações C:N muito próximas da biomassa do solo, sendo este indicador usado na avaliação da estabilidade da matéria orgânica [2], como na previsão dos balanços de mineralização-imobilização de N [7]. Muitos outros índices têm sido testados, sendo a qualidade química dos compostados um indicador das condições físico-químicas prevalecentes durante o processo de compostagem e, consequentemente, da estabilidade biológica final da matéria orgânica transformada [4].

Conclusões

A estabilidade biológica dos compostados, como vetor modelador da qualidade da matéria orgânica, influencia o balanço de mineralização-imobilização de N no solo e, consequentemente, o potencial de perda de N por lixiviação. Uma menor ou maior estabilidade biológica da matéria orgânica dos compostados promove uma redução e aumento da disponibilidade de N no solo e perda potencial por lixiviação, respetivamente.

Referências bibliográficas

[1] Wichuk, K.M., McCartney, D. 2010. Compost stability and maturity evaluation: a literature. CAN. J. CIVIL. ENG. 37: 1505-1523.

[2] Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. BIORESOURCE TECHNOL. 63: 91-99.

[3] Sousa, J.R., Cabral, F., Coutinho, J. 2016. Assessment of N mineralization and N leaching in soil using a new *in-situ* incubation method. COMMUN. SOIL SCI. PLAN. 19: 2157-2167.

[4] Castaldi, P., Garau, G., Deiana, P., Melis, P. 2009. Evolution of carbon compounds during MSW composting: suitability of chemical and biochemical parameters in defining the stability and maturity of the end product. DYN. SOIL DYN. PLANT 3: 17-31.

[5] Busby, R.R., Torbert, H.A., Gebhart, D.L. 2007. Carbon and nitrogen mineralization of non-composted and composted municipal solid waste in sandy soils. SOIL BIOL. BIOCHEM. 39: 1227-1283.

[6] Zucconi, F., Forte, M., Monac, A., de Beritodi, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. BIOCYCLE 22: 27-29.

[7] Carneiro, W.J.O, Silva, C.A., Muniz, J.A. 2013. Mineralização de nitrogénio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. R. BRAS. CI. SOLO 37: 715-725.

Evolución de diferentes hidrocarburos aromáticos policíclicos en un suelo enmendado con bioestimulantes edáficos obtenidos a partir de lodos de depuradora por procesos de fermentación. Efecto en la actividad deshidrogenasa del suelo

Evolution of different polycyclic aromatic hydrocarbons in a soil amended with edaphic biostimulants obtained from sewage sludge by fermentation processes. Effect on soil dehydrogenase activity

Avila-Pozo, Paloma[1]; Paneque, Patricia[1]; Gómez, Isidoro[1]; Parrado, Juan[2]; Caballero, Pablo[2]; Rodríguez-Morgado, Bruno[2]; Benítez, Concepción[3]; Tejada, Manuel[1*]

[1]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. de Utrera km. 1, 41013 (*Email: mtmoral@us.es)

[2]Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012

[3]Departamento de Química Agrícola y Edafología, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, 14071

Resumen

El uso de bioestimulantes edáficos (BS) en la bioremediación de suelos contaminados por hidrocarburos es una buena técnica ambiental ya que reduce sus efectos negativos sobre los microorganismos del suelo. En este trabajo se estudia en laboratorio los efectos de biorremediación durante un período de 50 días de un BS obtenido por procesos de fermentación usando la bacteria *Bacillus licheniformis* a partir de lodo de aguas residuales en un suelo contaminado con aceite de motor de automóvil de gasolina usado. El suelo se mezcló con el BS al 1%, También se contaminó con el aceite de motor a una relación al 0,75% (p/p). La actividad deshidrogenasa se determinó a los 2, 6, 9, 21 y 50 días. Se utilizó un suelo sin enmendar y no contaminado como control. La actividad deshidrogenasa del suelo disminuyó en el suelo contaminado con el aceite de motor. La aplicación del BS al suelo contaminados disminuyó los contenidos de hidrocarburos aromáticos de bajo número de anillos aromáticos. Al final del experimento, la actividad deshidrogeansa fue muy similar al suelo contaminado y no enmendado orgánicamente. Los resultados sugieren que este compuesto orgánico tiene un importante efecto biorremediaor sobre hidrocarburos con bajo número de anillos aromáticos.

Palabras clave: bioestimulante edáfico, actividad deshidrogenasa, aceite de motor de gasolina usado, hidrocarburos policíclicos aromáticos.

Abstract

The use of edaphic biostimulants (BS) in the bioremediation of soils contaminated by hydrocarbons is a good environmental technique since it reduces their negative effects on soil microorganisms. In this work the effects of bioremediation during a period of 50 days of a BS obtained by fermentation processes using *Bacillus licheniformis* bacteria from sewage sludge in a soil contaminated with used gasoline motor oil are studied in a laboratory. The soil was mixed with the BS at 1%, It was also contaminated with the motor oil at a ratio of 0.75% (w/w). The dehydrogenase activity was determined at 2, 6, 9, 21 and 50 days. An unmediated and uncontaminated soil was used as control. The soil dehydrogenase activity decreased in soil contaminated with motor oil. The application of BS to contaminated soil decreased the aromatic hydrocarbon content of low number of aromatic rings. At the end of the experiment, the dehydroeganse activity was very similar to the contaminated soil and not organically amended. The results suggest that this organic compound has an important bioremediating effect on hydrocarbons with low number of aromatic rings.

Keywords: edaphic biostimulant, dehydrogenase activity, used gasoline motor oil, aromatic polycyclic hydrocarbons.

Introducción

La aplicación de materia orgánica a suelos contaminados con hidrocarburos aromáticos policíclicos (HPA) es una buena estrategia ambiental ya que tiene como objetivo eliminar o reducir los efectos negativos que estos químicos causan en los microorganismos del suelo [1]. Esta materia orgánica estimularía a los microorganismos tolerantes a dichos HPA, acelerando la degradación de estos compuestos químicos [1-3].

En los últimos años ha habido un uso creciente de bioestimulantes edáficos (BS) obtenidos por hidrólisis enzimática y a partir de diversos materiales orgánicos con gran éxito en la biorremediación de suelos contaminados por HAP y plaguicidas [1,3,4].

El uso de *Bacillus licheniformis* como herramienta para obtener BS es de gran interés, ya que es capaz de secretar numerosas enzimas hidrolíticas que permiten degradar muchos sustratos diferentes [5]. Estos nuevos BS podrían ser muy útiles en la biorremediación de suelos contaminados por xenobióticos orgánicos.

La contaminación ambiental causada por los HPA constituye un importante detrimento del medio ambiente [6]. El aceite de motor usado contiene una amplia gama de HPA que surgen del desgaste normal de los componentes del motor y del calentamiento y la oxidación del aceite [6].

El objetivo de este estudio fue investigar, en condiciones de laboratorio, la influencia de BS obtenidos a partir de lodos de depuradora por procesos de fermentación en la actividad deshidrogenasa de un suelo contaminado por aceite de motor. Esta actividad enzimática es un indicador del sistema redox microbiano, por lo que se considera un buen indicador de la actividad microbiana del suelo [7].

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Regosol calcárico [8], con un pH de 7,8. El contenido de arena era de 574 g kg^{-1}, 148 g kg^{-1} de limo y 278 g kg^{-1} de arcilla. El contenido de materia orgánica era de 16,4 g kg^{-1} y el contenido de N fue de 0,96 g kg^{-1}. La metodología utilizada en cada parámetro está descrita en Rodríguez-Morgado et al. [5].

El lodo de aguas residuales fue suministrado por el CENTA (Carrión de los Céspedes, Sevilla). Sus características químicas se describen en la Tabla 1. La metodología utilizada en la determinación del pH, macro y micronutrientes y la distribución de la masa molecular fue la misma que la descrita en Rodríguez-Morgado et al. [5].

Los lodos se sometieron a un proceso de fermentación. Para ello, los lodos se autoclavaron, se inocularon con *Bacillus licheniformis* ATCC21415 (2% p/p) y se incubaron bajo agitación durante 7 días a 37 °C. El proceso de obtención de este nuevo BS, metodología y determinación de parámetros químicos (macronutrientes y contenido proteico) se describe en Rodríguez-Morgado et al. [5].

Tabla 1 – Características químicas y distribución del peso molecular de la proteína (media ± error estándar, n = 3) del lodo de aguas residuales y bioestimulante obtenido por procesos de fermentación.

	Lodo de aguas residuales	Bioestimulante
Materia seca (%)	5.1a ± 0.4	5.3a ± 0.3
pH	6,6a ± 0,2	8,1b ± 0,1
M. Orgánica (g kg^{-1})	472a ± 14	470a ± 16
N (g kg^{-1})	30,5a ± 7,9	30,3a ± 7,0
P (g kg^{-1})	12,2a ± 1,4	12,0a ± 1,6
K (g kg^{-1})	6,2a ± 1,6	6,4a ± 1,2
Distribución del peso molecular de proteínas (Da)		
> 10000	98,5b ± 1,1	43,3a ± 1,4
10000 – 5000	0,0a ± 0,0	14,7b ± 1,1
5000 – 1000	1,5a ± 0,8	11,5b ± 1,8
1000 – 300	0,0a ± 0,0	1,7b ± 0,3
< 300	0,0a ± 0,0	26,7b ± 2,1

El aceite de motor usado era el correspondiente al motor de gasolina de un automóvil. La Tabla 2 muestra el contenido de HPA atendiendo a la suma de sus anillos aromáticos.

La extracción de HPA en suelo se hizo usando una mezcla de diclorometano/pentano 1/1, con posterior sonicación y filtración. El

volumen extraído se concentró en un evaporador a una temperatura de 50 °C y se ajustó a 1 ml con isooctano.

Los HPA se determinaron mediante un cromatógrafo de gases GC 7890B AGILENT conectado a un detector de masas MS TRIPLE Q AGILENT 7000C. Las condiciones de análisis fueron: Columna: DB-EUPAH 30X0,25X0,25; Inyección: 2 µl; Presión de columna: 15,7 psi; Flujo constante: 1,2 ml min^{-1}; Modo de inyección: Splitless 50 psi; Temperatura de inyección: 310 °C; Temperatura inicial: 80 °C $minuto^{-1}$; Rampa de temperatura: 25 °C $minuto^{-1}$ a 200 ° C durante 8 minutos; 5 °C $minuto^{-1}$ a 305 °C durante 9 minutos; 50 °C $minuto^{-1}$ a 330 °C durante 3 minutos; (48,5 minutos en total).

Tabla 2 – Contenido de hidrocarburos policíclicos aromáticos atendiendo al número de anillos aromátcios (media ± error estándar, n = 3) en el aceite de motor de gasolina usado.

Dos anillos aromáticos (mg kg^{-1})	494,0 ± 13,2
Tres anillos aromáticos (mg kg^{-1})	241 ± 9.7
Cuatro anillos aromáticos (mg kg^{-1})	264,4 ± 15
Cinco anillos aromáticos (mg kg^{-1})	103,8 ± 9,9
Seis anillos aromáticos (mg kg^{-1})	66,0 ± 7,2

El diseño experimental consitió en mezclar 300 g de suelo seco y tamizado (< 2 mm) con el aceite de motor a una relación al 0,75% (p/p). El aceite se disolvió con acetona (30 mg kg^{-1}). La acetona también se agregó a los suelos no contaminados. El BS se solubilizó en agua destilada (500 l ha^{-1}) y se aplicó al 1%. Se añadió agua destilada a cada suelo para llevar al 60% de su capacidad de retención. Los tratamientos de incubación fueron:

1. C, control del suelo, suelo no contaminado y no enmendado

2. C+BS, suelo no contaminado y enmendado con el bioestimulante

3. C+O, suelo contaminado y no enmendado orgánicamente

4. C+O+BS, suelo contaminado y enmendado con el bioestimulante

Los tratamientos se realizaron en microcoscosmos por triplicado a una temperatura de 25 ± 1 °C durante 50 días. El contenido de humedad se controló gravimétricamente y la pérdida de humedad se reemplazó por agua destilada según fuese necesario.

Para cada tratamiento experimental, se determinó la actividad deshidrogenasa a los días 2, 6, 9, 21 y 50 por el método descrito por Trevors et al. [9] y modificado por García et al. [7].

La evolución del contenido de HPA se hizo a los 2 y 50 días después de contaminar el suelo.

Con el objeto de observar posibles diferencias significativas entre los tratamientos y fechas estudiadas, se realizaron análisis de varianza de dos vías, utilizando el paquete estadístico Statgraphics Plus 2.1.

Resultados y discusión

A los 2 días de iniciada la incubación, la aplicación del BS al suelo estimuló la actividad deshidrogenasa (Figura 1). En comparación con el tratamiento C, esta actividad enzimática significativamente ($p<0,05$) aumentó un 63.4%, para posteriormente disminuir gradualmente.

La aplicación del aceite al suelo mostró una disminución significativa ($p<0,05$) en la actividad de deshidrogenasa durante el período experimental (Figura 1). Estos resultados ponen de manifiesto la toxicidad de dicho aceite y coinciden con los obtenidos por Rodríguez-Morgado et al. [1] y Tejada et al. [3], los cuales destacaron la toxicidad de diversos HPA sobre la actividad deshidrogenasa del suelo. Al final del período experimental y en comparación con el tratamiento control, la actividad deshidrogenasa disminuyó un 54.3% en suelos contaminados.

La aplicación del BS al suelo contaminado disminuyó la inhibición de la actividad deshidrogenasa durante los primeros días de incubación (Figura 1). Sin embargo, al final del período de incubación y en comparación con el tratamiento C+O, en el tratamiento C+O+BS los valores de actividad de la deshidrogenasa fueron muy similares.

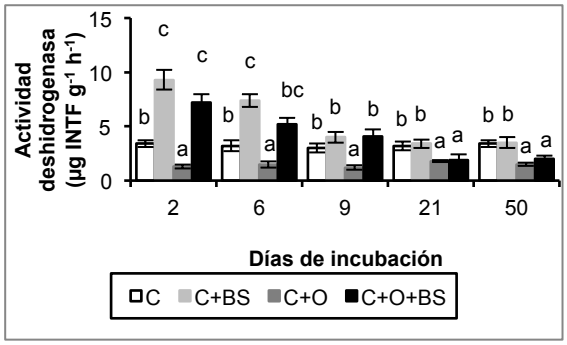


Fig.1 – Evolución de la actividad deshidrogenasa (media ± error estándar, n = 3) en suelos enmendados con el bioestimulante y contaminados con aceite de motor durante el periodo experimental. Columnas con la misma letra(s) no presentan diferencias significativas (p>0,05).

Tabla 3 – Evolución del contenido de hidrocarburos policíclicos aromáticos en suelo según el número de anillos aromátcios (µg kg^{-1}) (media ± error estándar, n = 3). Columnas con la misma letra(s) no presentan diferencias significativas (p>0,05).

	2 días	50 días
Dos anillos aromáticos		
C+O	998,2a ± 1,3	600,2b ± 3,7
C+O+BS	988,4a ± 1,5	391,2c ± 5,3
Tres anillos aromáticos		
C+O	591,8a ± 1,7	351,5b ± 2,0
C+O+BS	589a ± 1,5	295,2c ± 3,6
Cuatro anillos aromáticos		
C+O	577,5a ± 1,6	423,5a ± 2,8
C+O+BS	575a ± 1,8	366,2b ± 4,3
Cinco anillos aromáticos		
C+O	220,9a ± 2,1	194,6a ± 3,1
C+O+BS	220,3a ± 1,7	168,3b ± 4,0
Seis anillos aromáticos		
C+O	138,3a ± 1,6	131,2a ± 4,1
C+O+BS	137,7a ± 1,1	126,2a ± 3,6

La aplicación del BS significativamente (p<0,05) disminuyó el contenido de HPA en suelo. Este descenso fue mayor en el caso de los de menor número de anillos aromáticos (Tabla 3). Coincidiendo con Rodríguez-Morgado et al. [1], la velocidad degradación de degradación de los HPA es mayor cuanto menor es el número de anillos aromáticos en su composición. Debido a la baja degradación de HPA de altos números de anillos aromáticos, la actividad deshidrogenasa del suelo estaba inhibida al final del experimento.

Conclusiones

La aplicación del bioestimulante disminuyó la acción tóxica del aceite de motor de coche sobre la actividad deshidrogenasa del suelo. Esta disminución tuvo un mayor efecto sobre los hidrocarburos de menor número de anillos aromáticos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos CTM2015-64354-C3-1-R y CTM2015-64354-C3-3-R del Plan Estatal 2013-2016 Retos - Proyectos I+D+i del Ministerio de Economía y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Rodríguez-Morgado, B., Gómez, I., Parrado, J., García, C., Hernández, T., Tejada, M. 2015. Accelerated degradation of PAHs using edaphic biostimulants obtained from sewage sludge and chicken feathers. J HAZARD MATER 300: 235-242.

[2] Tejada, M., Masciandaro, G. 2011. Application of organic wastes on a benzo(*a*)pyrene polluted soil. Response of soil biochemical properties and role of Eisenia fetida. ECOTOXICOL ENVIRON SAF 74(4): 668-674.

[3] Tejada, M., Benítez, C., Parrado, J. 2011. Application of biostimulants in benzo(*a*)pyrene polluted soils: short-time effects on soil biochemical properties. APPL SOIL ECOL 50(4): 21-26.

[4] Tejada, M., Rodríguez-Morgado, B., Gómez, I., Parrado, J. 2014. Degradation of chlorpyrifos using different biostimulants/biofertilizers. Effects on soil biochemical properties and microbial community. APPL SOIL ECOL 84: 158-165.

[5] Rodríguez-Morgado, B., Caballero, P., Paneque, P., Gómez, I., Parrado, J., Tejada, M. 2017. Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from sewage sludge using fermentative processes. Short-time effects on soil biochemical properties. ENVIRON TECHNOL doi: 10.1080/09593330.2017.1393016.

[6] Pinda, W., Brunnag, S. 2015. Biodegradation of waste motor oil by *Nostochatei*strain TISTR 8405 in water containing heavy metals and nutrients as co-contaminants. J IND ENG CHEM 28: 117-123.

[7] García, C., Hernández, T., Costa, F. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. COMM SOIL SCI PLANT ANAL 28: 123-134.

[8] FAO. 1989. Carte mondiale des sols 1:5000000. Légende révisée. Rapport sur les resources en sols du monde, 60. FAO, Rome, p 125.

[9] Trevors, J.T., Mayfield, C.I., Inniss, W.E. 1982. Measurement of electron transport system (ETS) activity in soil. MICROB ECOL 8: 163-168.

Respuesta de la actividad deshidrogenasa de un suelo contaminado con oxifluorfen y enmendado con bioestimulantes obtenidos por procesos de fermentación

Response of the dehydrogenase activity of a oxyfluorfen polluted-soil and amended with biostimulants obtained by fermentation processes

Avila-Pozo, Paloma[1]; Paneque, Patricia[1]; Gómez, Isidoro[1]; Parrado, Juan[2]; Caballero, Pablo[2]; Rodríguez-Morgado, Bruno[2]; Benítez, Concepción[3]; Tejada, Manuel[1*]

[1]Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, ETSIA, Universidad de Sevilla, Crta. de Utrera km. 1, 41013 (*Email: mtmoral@us.es)

[2]Departamento de Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla, C/ Prof. García González 2, 41012

[3]Departamento de Química Agrícola y Edafología, Facultad de Ciencias, Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, 14071

Resumen

En este trabajo se estudia en laboratorio los efectos de biorremediación durante un período de 50 días de un bioestimulante obtenido por procesos de fermentación usando la bacteria *Bacillus licheniformis* a partir de lodo de aguas residuales en un suelo contaminado con el herbicida oxifluorfen. El suelo se mezcló con el bioestimulante al 1%, También se contaminó con oxifuorfen a una dosis de 4 l ha^{-1}. Se utilizó un suelo sin enmendar y no contaminado como control. Para todos los tratamientos experimentales, se determinó la actividad deshidrogenasa y la concentración de oxifluorfen en suelo a los 2, 6, 9, 21 y 50 días de incubación. La actividad deshidrogenasa del suelo disminuyó en el suelo contaminado con el herbicida, poniendo de manifiesto el efecto tóxico de dicho compuesto químico sobre los microorganismos del suelo. La aplicación del bioestimulante al suelo contaminado disminuyó la inhibición del herbicida sobre la actividad deshidrogenasa, debido a que dicho compuesto orgánico aceleró la degradación del herbicida en el suelo por parte de los microorganismos tolerantes al herbicida. Los resultados sugieren que este nuevo bioestimulante tiene un importante efecto biorremediaor en la contaminación de suelos por el herbicida oxifluorfen.

Palabras clave: biorremediacion, bioestimulante edáfico, oxifluorfen, actividad deshidrogenasa.

Abstract

In this work the effects of bioremediation during a period of 50 days of a biostimulant obtained by fermentation processes using *Bacillus licheniformis* bacteria from sewager sludge in a soil contaminated with the oxyfluorfen herbicide are studied in a laboratory. The soil was mixed with the biostimulant at 1%. It was also contaminated with oxyfuorfen at a dose of 4 l ha-1. An uncontaminated and uncontaminated soil was used as control. For all experimental treatments, the dehydrogenase activity and oxyfluorfen concentration in soil were determined at 2, 6, 9, 21 and 50 days of incubation. The soil dehydrogenase activity decreased in the soil contaminated with the herbicide, revealing the toxic effect of said chemical compound on soil microorganisms. The application of the biostimulant to contaminated soil decreased the inhibition of the herbicide on the dehydrogenase activity, because said organic compound accelerated the degradation of the herbicide in the soil by the herbicide-tolerant microorganisms. The results suggest that this new biostimulant has an important bioremediating effect in soil contamination by the herbicide oxyfluorfen.

Keywords: bioremediation, edaphic biostimulant, oxyfluorfen, dehydrogenase activity

Introducción

El aumento en los niveles de residuos de plaguicidas en suelos y aguas subterráneas es un problema ambiental actual. Los productos químicos altamente solubles en agua, mínimamente adsorbidos por las partículas del suelo y no fácilmente degradables, se filtran fácilmente por el agua infiltrada y, por lo tanto, es probable que se encuentren en el agua subterránea [1].

Por este motivo, se han propuesto varias estrategias de biorremediación para reducir la presencia de plaguicidas en el suelo desde donde pueden llegar al agua subterránea. Esta estrategia se ha abordado agregando materia orgánica de diferentes orígenes. La aplicación de materia orgánica a los suelos contaminados por plaguicidas causa un aumento en su actividad biológica acelerando la degradación del pesticida en el suelo. Además, la capacidad de adsorción de plaguicidas de las sustancias húmicas reduce los niveles de xenobióticos en la solución del suelo y, en consecuencia, disminuye los efectos tóxicos del plaguicida [1, 2, 3].

En los últimos años ha habido un uso creciente de bioestimulantes edáficos (BS) obtenidos por hidrólisis enzimática y a partir de diversos materiales orgánicos con gran éxito en la biorremediación de suelos contaminados por plaguicidas [3, 4].

El uso de *Bacillus licheniformis* como herramienta para obtener BS es de gran interés, ya que es capaz de secretar numerosas enzimas hidrolíticas que permiten degradar muchos sustratos diferentes [5]. Estos nuevos BS podrían ser muy útiles en la biorremediación de suelos contaminados por xenobióticos orgánicos.

Dado que muchas enzimas responden de inmediato a los cambios en el estado de manejo del suelo y fertilidad del suelo, pueden usarse como indicadores potenciales de la calidad del suelo para un manejo sostenible [6].

En este sentido, la actividad deshidrogenasa es una enzima oxidorreductasa que se ha utilizado como una medida de la actividad microbiana global, ya que es una enzima intracelular relacionado con el proceso de fosforilación oxidativa [6].

El objetivo de este estudio fue investigar, en condiciones de laboratorio, la efectividad de un bioestimulante obtenido por procesos de fermentación a partir de lodos de depuradora en la biorremediación de un suelo contaminado por oxifluorfen, observando su impacto en la actividad deshidrogenasa del suelo.

Material y métodos

El suelo utilizado fue un Regosol calcárico [7]. Las características físicoquímicas del suelo están descritos en Rodríguez-Morgado et al. [5].

El lodo de aguas residuales fue suministrado por el CENTA (Carrión de los Céspedes, Sevilla). Sus características químicas se describen en la Tabla 1. La metodología utilizada en la determinación del pH, macro y micronutrientes y la distribución de la masa molecular fue la misma que la descrita en Rodríguez-Morgado et al. [5].

Tabla 1 – Características químicas y distribución del peso molecular de la proteína (media ± error estándar, n = 3) del lodo de aguas residuales y bioestimulante obtenido por procesos de fermentación.

	Lodo de aguas residuales	Bioestimulante
Materia seca (%)	5.1a ±	5.3a ±
pH	6,6a ±	8,1b ±
M. Orgánica	472a ±	470a ±
N (g kg^{-1})	30,5a ±	30,3a ±
P (g kg^{-1})	12,2a ±	12,0a ±
K (g kg^{-1})	6,2a ±	6,4a ±
Ca	41,0a ±	42,8a ±
Mg	6,6a ±	7,5a ±
Distribución del peso molecular de proteínas (Da)		
> 10000	98.5b ±	43.3a ±
10000 – 5000	0.0a ±	14.7b ±
5000 – 1000	1,5a ±	11,5b ±
1000 – 300	0.0a ±	1.7b ± 0.3
< 300	0,0a ±	26,7b ±

Los lodos se sometieron a un proceso de fermentación. Para ello, los lodos se autoclavaron, se inocularon con *Bacillus licheniformis* ATCC21415 (2% p/p) y se incubaron bajo agitación durante 7 días a

37 °C. El proceso de obtención de este nuevo BS, metodología y determinación de parámetros químicos se describe en Rodríguez-Morgado et al. [5].

El herbicida utilizado en este experimento fue el oxifluorfen. Para ello se empleó la formulación comercial Fenfen (24% p v^{-1}, 240 g l^{-1}) (Lainco, S.A., España). La dosis de aplicación al suelo fue de 4 l ha^{-1} (dosis de aplicación recomendada).

El diseño experimental consitió en mezclar 300 g de suelo seco y tamizado (< 2 mm) con el herbicida. El BS se solubilizó en agua destilada (500 l ha^{-1}) y se aplicó al 1%. Se añadió agua destilada a cada suelo para llevar al 60% de su capacidad de retención. Los tratamientos de incubación fueron:

1. C, control del suelo, suelo no contaminado y no enmendado

2. C+BS, suelo no contaminado y enmendado con el bioestimulante

3. C+H, suelo contaminado y no enmendado orgánicamente

4. C+H+BS, suelo contaminado y enmendado con el bioestimulante

Los tratamientos se realizaron en microcoscosmos por triplicado a una temperatura de 25 ± 1 °C durante 50 días. El contenido de humedad se controló gravimétricamente y la pérdida de humedad se reemplazó por agua destilada según fue necesario.

Para cada tratamiento experimental, se determinó la actividad deshidrogenas a los días 2, 6, 9, 21 y 50. El método descrito por García et al. [6] se utilizó para medir la actividad deshidrogenasa.

La concentración de oxifluorfen se determinó también evolución del contenido de HPA se hizo a los 2, 6, 9, 21 y 50 después de contaminar el suelo. La extracción y metodología para detrminar oxifluorfen en suelo se describe en Gómez et al. [1].

Con el objeto de observar posibles diferencias significativas entre los tratamientos y fechas estudiadas en el suelo, se realizaron análisis de varianza de dos vías, utilizando el paquete estadístico informático Statgraphics versión Statgraphics Plus 2.1.

Resultados y discusión

A los 2 días de incubación, la aplicación del BS al suelo estimuló la actividad deshidrogenasa (Figura 1). En comparación con el tratamiento de control, esta actividad enzimática aumentó significativamente ($p < 0.05$) un 67.4%, para posteriormente disminuir gradualmente hasta alcanzar vlores similares al suelo control. Este descenso sea posiblemente consecuencia del consumo de dicho compuesto orgánico por parte de los microorganismos del suelo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Rodríguez-Morgado et al. [5] al aplicar al suelo otros BSs.

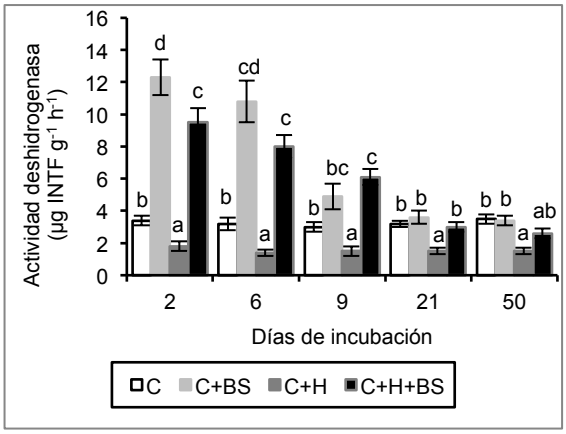


Fig.1 – Evolución de la actividad deshidrogenasa (media ± error estándar, n = 3) en suelos enmendados con el bioestimulante y contaminados con oxifluorfen durante el periodo experimental. Columnas con la misma letra(s) no presentan diferencias significativas (p>0,05).

La aplicación de oxifluorfen al suelo causó un efecto tóxico sobre la actividad deshidrogenasa del suelo (Figura 1). Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por Gómez et al. [1], Rodríguez-Morgado et al. [8] y Sheeba Singh et al. [9], los cuales observaron un descenso en la actividad enzimática del suelo.

Además, nuestros resultados muestran una alta persistencia de oxifluorfen en el suelo. Estos resultados están de acuerdo con los obtenidos por Ying y Williams [10], los cuales encontraron que este herbicida persistió en el suelo durante 119 días.

La aplicación del BS al suelo contaminado disminuyó la inhibición de la actividad deshidrogenasa durante el peridodo de incubación (Figura 1). De acuerdo a Gómez et al. [1] y Rodríguez-Morgado et al. [8] el BS estimuló a microorganismos tolerantes al herbicida. Estos microorganismos aceleraron la degradación de oxifluorfen en suelo, disminuyendo la concentración de dicho herbicida en suelo, tal y como se comprueba en la Figura 2.

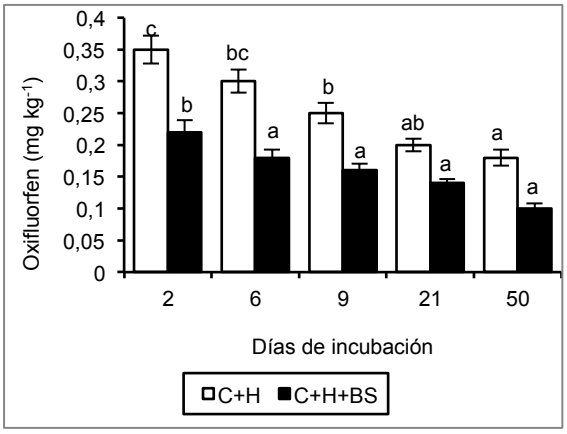


Fig.2 – Evolución de la concentración de oxifluorfen (media ± error estándar, n = 3) en suelos durante el periodo experimental. Columnas con la misma letra(s) no presentan diferencias significativas (p>0,05).

Conclusiones

Se puede concluir que el herbicida oxifluorfen causó un efecto negativo sobre la actividad deshidrogenasa del suelo, demostrando su efecto tóxico sobre los microorganismos de dicho suelo. La aplicación del bioestimulante disminuyó la acción tóxica del herbicida sobre la actividad deshidrogenasa del suelo debido a una aceleración en la degradación del mismo. Esta disminución pone de manifiesto el efecto biorremediador de este nuevo bioestimulante obtenido a partir de lodos de depuradora y por procesos de fermentación.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por los proyectos CTM2015-64354-C3-1-R y CTM2015-64354-C3-3-R del Plan Estatal 2013-2016 Retos - Proyectos I+D+i del Ministerio de Economía y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Gómez, I., Rodríguez-Morgado, B., Parrado, J., García, C., Hernández, T., Tejada, M. 2014. Behavior of oxyfluorfen in soils amended with different sources of organic matter. Effects on soil biology. J HAZARD MATER 273: 207-214.

[2] Delgado-Moreno, A., Peña, A. 2009. Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil. SCI TOTAL ENVIRON 407(5):1489-1495.

[3] Tejada, M., Rodríguez-Morgado, B., Gómez, I., Parrado, J. 2014. Degradation of chlorpyrifos using different biostimulants/biofertilizers. Effects on soil biochemical properties and microbial community. APPL SOIL ECOL 84: 158-165.

[4] Tejada, M., García-Martínez, A., Gómez, I., Parrado, J. 2010. Application of MCPA herbicide on soils amended with biostimulants: short-time effects on soil biological properties. CHEMOSPHERE 80(9): 1088-1094.

[5] Rodríguez-Morgado, B., Caballero, P., Paneque, P., Gómez, I., Parrado, J., Tejada, M. 2017. Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from sewage sludge using fermentative processes. Short-time effects on soil biochemical properties. ENVIRON TECHNOL doi: 10.1080/09593330.2017.1393016.

[6] García, C., Hernández, T., Costa, F. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. COMM SOIL SCI PLANT ANAL 28: 123-134.

[7] FAO. 1989. Carte mondiale des sols 1:5000000. Légende révisée. Rapport sur les resources en sols du monde, 60. FAO, Rome, p 125.

[8] Rodríguez-Morgado, B., Gómez, I., Parrado, J., Tejada, M. 2014. Behavour of oxyfluorfen in soils amended with edaphic biostimulants/biofertilizers obtained from sewage sludge and chicken feathers. Effects on soil biological properties. ENVIRON SCI POLLUT RES 21: 11027-11035..

[9] Sheeba Singh, V.P., Sristava, P.K., Prasad, S.M. 2011. Differential psysiological and biochemical responses of two cyanobacteria Nostoc muscorum and Phormidium foveolarum against oxyfluorfen and UV-B radiation. ECOTOXICOL ENVIRON SAF 74:1981-1993.

[10] Ying, G., Williams, B. 2000. Dissipation of herbicides and grapes in a South Australian vineyard. AGRIC ECOSYST ENVIRON 78(3): 283-289.

Efectos a largo plazo de la estabilización química en suelo minero contaminado con cobre

Long-term effects of chemical stabilization on copper contaminated mine soil

Urra, Julen[1]*; Kidd, Petra[2]; Epelde, Lur[1]; Trasar-Cepeda, Carmen[2]; Prieto-Fernandez, Ángela[2]; Monterroso, Carmela[3]; Lanzén, Anders[1]; Garbisu, Carlos[1]

[1]NEIKER – Departamento de Conservación de Recursos Naturales – Grupo de Ecología Microbiana de Suelos Berreaga 1, E-48160 Derio (Bizkaia) *jurra@neiker.eus

[2]Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia (IIAG), Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Av. Vigo, 15705 Santiago de Compostela (A Coruña)

[3]Departamento de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Rúa Lope Gómez de Marzoa, s/n. 15782 Santiago de Compostela (A Coruña)

Resumen

La estabilización química o utilización de enmiendas orgánicas y/o inorgánicas para la reducción de la disponibilidad de elementos traza en suelos contaminados es una técnica de remediación *in situ* rentable y respetuosa con el medio ambiente. Para evaluar los efectos de distintas combinaciones de enmiendas sobre la disponibilidad del cobre (Cu), la fertilidad y la salud de suelos mineros, se estableció un ensayo de campo con tres tratamientos a base de enmiendas (lodos de depuradora compostados y virutas de corteza de pino-PC, residuos sólidos urbanos, ceniza de corteza, arena de fundición y óxidos de hierro-PT1 o aluminio-PT2) con una dosis de aplicación de 250 kg Mg^{-1}. En el suelo, se midieron parámetros fisicoquímicos (*i.e.* Cu total y extraíble, pH, N total, Corg, P Olsen y CIC) y microbianos (actividad: respiración del suelo y actividades enzimáticas; biomasa: qPCR para bacterias y hongos; diversidad funcional: Biolog® EcoPlates; diversidad estructural: secuenciación de amplicones del 16S rRNA). Los suelos enmendados mostraron una mejoría en todos los parámetros fisicoquímicos estudiados, reduciendo además la concentración de Cu extraíble con respecto al suelo sin enmendar. Además, tanto la actividad como la biomasa microbiana aumentaron en los tratamientos enmendados, si bien esta mejoría no se tradujo en una mayor diversidad estructural de las comunidades procariotas de los suelos enmendados frente al no enmendado. Tras 6 años, la estabilización química con distintas enmiendas mejoró la salud del suelo, disminuyendo la disponibilidad de Cu y otorgando vigor a la comunidad microbiana edáfica.

Palabras clave: enmiendas orgánicas, escombreras mineras, salud del suelo, contaminación, comunidades microbianas edáficas

Abstract

Chemical stabilization or the use of organic/inorganic amendments for the reduction of the availability of trace elements in polluted soils is an *in situ,* cost-effective, environmentally-friendly remediation technology. To evaluate the effect of different amendment combinations on soil Cu availability, soil fertility and soil health in mine tailings, a field trial was established in which three different amendment-based treatments were used (composted sewage sludge and bark chippings-PC, municipal solid wastes, ash from bark combustion, foundry sand and iron oxides-PT1 or aluminium oxides-PT2) at a rate of 250 kg Mg^{-1}. Soil physicochemical (*i.e.* total and extractable Cu, pH, total N, SOC, Olsen P and CEC) and microbial parameters (activity: soil respiration and enzyme activities; biomass: qPCR for bacteria and fungi; functional diversity: Biolog® EcoPlates; structural diversity: 16S rRNA amplicon sequencing) were measured. Amended soils showed an improvement in all physicochemical parameters and a reduction in the concentration of extractable Cu, with respect to untreated soil. Furthermore, values of microbial activity and biomass parameters increased in all amended soils, compared to unamended soil; however, this improvement did not result in a higher structural diversity of the soil prokaryotic communities. After 6 years, chemical stabilization with different amendment combinations improved soil health, decreasing Cu availability and conferring vigor to the soil microbial community.

Keywords: organic amendments, mine tailings, soil health, pollution, soil microbial communities

Introducción

La degradación del suelo es un problema medioambiental de enorme magnitud a escala mundial. En el continente europeo se estima que existen más de 2,5 millones de emplazamientos potencialmente contaminados con compuestos orgánicos e inorgánicos [1]. La contaminación por metales pesados derivada de actividades mineras e industriales, la agricultura, la combustión de combustibles fósiles, etc. es potencialmente perjudicial para la salud humana y la salud de los ecosistemas, como se deriva de la conocida capacidad de los metales pesados para bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica [2].

El suelo desempeña numerosas funciones clave y servicios de los ecosistemas, por lo que es imprescindible asegurar su calidad y salud, de cara a garantizar su sostenibilidad funcional [3]. A este respecto, la estabilización química mediante el uso de enmiendas orgánicas e inorgánicas ofrece una estrategia de reducción de la disponibilidad y movilidad de los metales pesados y, de forma concomitante, de su ecotoxicidad, a través de alteraciones en algunas propiedades del suelo como el pH, el contenido de materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, etc. [4]. Estas enmiendas (por ej., agentes encalantes; enmiendas orgánicas: compost, lodos de depuradora; residuos industriales, etc.) pueden favorecer la formación de especies químicas insolubles, adsorbidas o adheridas a la matriz edáfica, de los elementos traza, reduciendo así la posible lixiviación y el pool de metales y metaloides en el ecosistema edáfico [5]. Además, pueden aumentar la biomasa, actividad y diversidad microbiana, ayudando a restablecer la funcionalidad de los emplazamientos contaminados.

El objetivo de este estudio de estabilización química a largo plazo era la reducción de la disponibilidad y movilidad del Cu en un suelo minero, mejorando a su vez la fertilidad y la salud del ecosistema edáfico.

Materiales y métodos

Las parcelas experimentales se establecieron en primavera del 2011 en la mina de Touro (A Coruña; 42º52'34''N, 8º20'40'W) y forman parte de la Red PhytoSUDOE de Remediación de Emplazamientos Contaminados con Elementos Traza (Proyecto Interreg-PhytoSUDOE, SOE1/P5/E0189). Tres enmiendas distintas, consistentes en mezclas de lodos de depuradora compostados y virutas de corteza de pino (PC), distintos residuos sólidos urbanos, ceniza derivada de la combustión de corteza, arena de fundición y óxidos de hierro tipo ferrihidrita (PT1) u óxidos de aluminio (PT2), fueron añadidas a una dosis de aplicación de 250 kg por Mg. Las enmiendas se aplicaron en parcelas de 500 m^2 y cada tratamiento contó con 3 sub-parcelas de 25 m^2. Además, se añadió un control sin enmendar y un suelo de referencia, libre de contaminación.

Se recogieron 5 sub-muestras de suelo superficial (0-10 cm) que fueron tamizadas (<6mm) y almacenadas para su análisis posterior. El pH del suelo se midió en agua (1:2,5 m/v). El N total se analizó mediante combustión seca en un analizador elemental CHN (CHN-1000, LECO Corp., St Joseph, Michigan). El Corg total se determinó según Nelson y Sommers [6]. El fósforo Olsen se determinó según Murphy y Riley [7] y la capacidad de intercambio catiónico siguiendo la norma ISO 23470 [8]. La concentración total de Cu se midió mediante espectrometría ICP-OES. Para la fracción disponible se realizó una extracción con NH_4NO_3.

La respiración del suelo se midió siguiendo la norma ISO 16072 [9]. Por otra parte, se cuantificó la actividad enzimática global derivada de la determinación de una batería de actividades enzimáticas (i.e. deshidrogenasa [10], ureasa, invertasa, caseína-proteasa, β-glucosidasa, arilsulfatasa y fosfomonoesterasa [11]). Se determinó la abundancia de bacterias y hongos mediante qPCR siguiendo el procedimiento descrito por Epelde *et al*. [12]. Por último, se

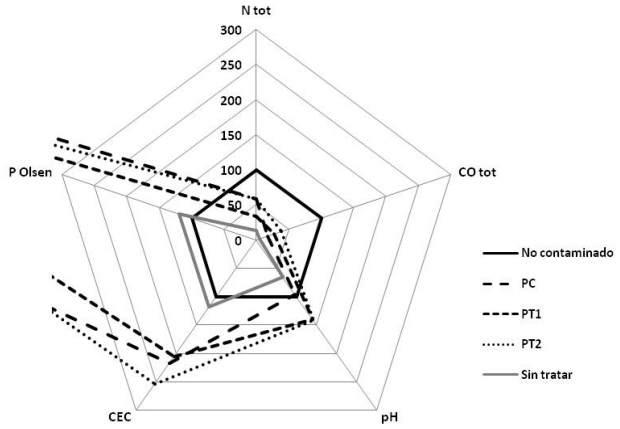
determinó la diversidad microbiana funcional y estructural. La diversidad metabólico-catabólica de las comunidades bacterianas heterótrofas cultivables se midió mediante placas Biolog® Ecoplates. La diversidad estructural de las comunidades procariotas del suelo se determinó mediante secuenciación masiva (NGS) del gen 16S del rRNA ribosómico, siguiendo el procedimiento descrito por Lanzén *et al.* [13], con la tecnología Illumina MiSeq.

Se utilizaron gráficos radiales donde un valor de 100 se corresponde con el valor medio obtenido para cada parámetro en el tratamiento de referencia (suelo no contaminado). Se realizaron ANOVAs con el software R (3.3.2) seguidas del test de Duncan para cada una de las variables estudiadas.

Resultados y discusión

Los suelos enmendados mostraron una tendencia al aumento del N con respecto al suelo no enmendado. Sin embargo, las diferencias no fueron estadísticamente significativas (Figura 1). Donde sí se apreciaron diferencias significativas fue en los valores de CIC y, sobre todo, P disponible: ambos parámetros aumentaron significativamente tras la adición de las enmiendas. Este incremento fue también significativo respecto al suelo de referencia. En el caso del carbono orgánico, todas las parcelas enmendadas mostraron valores superiores al suelo sin enmendar, siendo estas diferencias significativas en el caso de los dos tratamientos PT. El efecto de las enmiendas sobre el pH fue también significativo: los tratamientos PT alcanzaron un pH superior a 7 (7,1 y 7,2 para PT1 y PT2, respectivamente) y el tratamiento PC presentó un valor de 4,8, frente al pH = 3,3 que mostró el suelo no enmendado.

En cuanto a los parámetros microbianos, el suelo sin aporte de enmienda mostró valores inferiores a los suelos enmendados y al suelo de referencia para todos los parámetros de actividad y biomasa microbianas estudiados (Figura 2), lo que probablemente esté relacionado con un contenido menor en Corg y N.

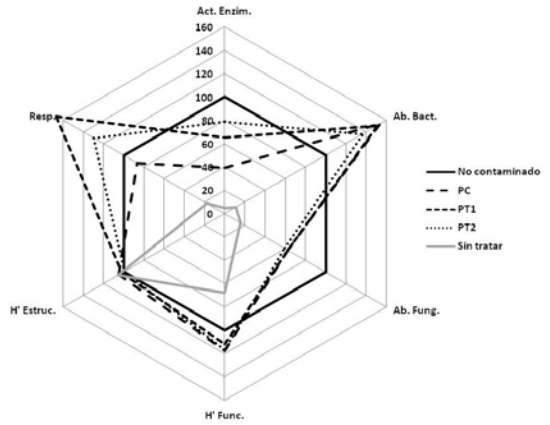


	N tot (mg kg-1)	CO tot (mg kg-1)	CEC (cmolc kg-1)	pH	P Olsen (mg kg-1)
No contaminado	a	a	c	b	d
PC	ab	cd	b	c	a
PT1	b	bc	b	a	c
PT2	ab	b	a	a	b
Sin tratar	b	d	c	d	d

Fig. 1 – Gráfico radial de los parámetros fisicoquímicos de suelo.

El suelo de referencia mostró valores superiores de actividad enzimática global que los suelos enmendados. La aplicación de enmiendas PT condujo a valores más altos de respiración, en comparación con el suelo no contaminado. En lo referente a la biomasa microbiana, los suelos enmendados mostraron valores superiores, frente al suelo sin enmendar y al suelo de referencia. No obstante, en el caso de los hongos, las abundancias en los suelos enmendados fueron superiores a las del suelo no enmendado, aunque sin alcanzar los valores del suelo de referencia. Los tratamientos con aporte orgánico mostraron una comunidad bacteriana cultivable más diversa a la hora de metabolizar sustratos de C, debido probablemente a que la distinta naturaleza de las enmiendas crea nichos para la especialización metabólica de los distintos integrantes de la comunidad. En cuanto a la diversidad estructural de los procariotas, el tratamiento PC y el suelo sin enmendar mostraron valores superiores de diversidad α, con respecto a los tratamientos PT y el suelo de referencia.

Si bien las diferencias en la concentración total de metales en vertederos mineros son generalmente debidas a la heterogeneidad de la matriz, la disponibilidad de dichos metales es dependiente de varios factores.



	Act. Enzimáticas (µmol sustrato g suelo seco^{-1} h^{-1})	Respiración (mg C-CO2 kg suelo seco^{-1} día^{-1})	Abundancia Bact. (nº copias g suelo seco^{-1})	Abundancia Fung. (nº copias g suelo seco^{-1})	H' Funcional	H' Estructural
No contaminado	a	c	a	a	b	b
PC	d	d	a	b	a	a
PT1	c	a	a	b	a	b
PT2	b	b	a	b	a	b
Sin tratar	e	e	b	c	c	a

Fig. 2 – Gráfico radial de los parámetros microbianos del suelo.

Aquí, el suelo sin enmendar mostró una fracción de Cu disponible superior a la mostrada por los tratamientos con enmienda (Figura 3). El pH de ese suelo fue significativamente más ácido que el de los suelos enmendados, siendo una de las propiedades edáficas más importantes a la hora de explicar la movilidad y disponibilidad de los metales pesados, como el Cu [14]. Además, las enmiendas orgánicas pueden reducir la disponibilidad de los metales gracias a la capacidad complejante de la materia orgánica que aportan, y a su carácter alcalino [15].

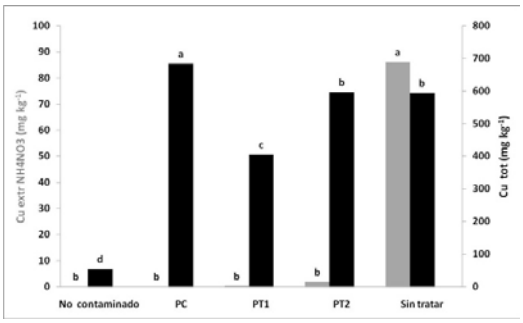


Fig. 3 – Efecto de los tratamientos sobre la concentración total y disponible de Cu.

Conclusiones

Tras 6 años, los suelos enmendados mostraron una mejoría en las características físico-químicas e indicadores microbianos de actividad, biomasa y diversidad funcional con respecto al suelo sin enmendar, y una disponibilidad de Cu inferior.

Referencias bibliográficas

[1] Panagos, P., Van Liedekerke, M., Yigini, Y., Montanarella, L. 2013. Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European network. J. ENVIRON. PUBLIC HEALTH. 11.

[2] Fränzle, S., Markert, B., Wunschmann, S. 2007. Dynamics of trace metals in organisms and ecosystems: prediction of metal bioconcentration in different organisms and estimation of exposure risks. ENVIRON. POLLUT. 150: 23-33.

[3] Garbisu, C., Alkorta, I., Epelde, L. 2011. Assessment of soil quality using microbial properties and attributes of ecological relevance.APPL. SOIL ECOL. 49: 1-4.

[4] Alvarenga, P., Goncalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., *et al*. 2009. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization: (I) effects on soil chemical characteristics. CHEMOSPHERE, 74: 1292-1300.

[5] Clemente, R., Bernal, M.P. 2006. Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. CHEMOSPHERE. 64: 1264-1273.

[6] Nelson, D.W., Sommers, L.E. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison, USA: SSSA and ASA.

[7] Murphy, J., Riley, J.P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters.ANAL. CHIM. ACTA. 27: 31-36.

[8] ISO 23470, 2007.Soil quality- Determination of effective cation exchange capacity and exchangable cations using a hexaamminecobalt trichloride solution.

[9] ISO 16072, 2002.Soil Quality- Laboratory Methods for Determination of Microbial Soil Respiration.

[10] Camiña, F., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F., Leiros, C., 1998. Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. SOIL BIOL. BIOCHEM. 30: 1005-1011.

[11] Trasar-Cepeda, C., Leiros, M.C., Gil-Sotres, F., 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils.Some implications for their use as indicators of soil quality.SOIL BIOL. BIOCHEM.40: 2146-2155.

[12] Epelde, L., Burges, A., Mijangos, I., Garbisu, C. 2014. Microbial properties and attributes of ecological relevance for soil quality monitoring during a chemical stabilization field study. APPL. SOIL ECOL. 75: 1-12.

[13] Lanzén, A., Epelde, L., Blanco, F., Martín, I., Artetxe, U., Garbisu, C. 2016. Multi-targeted metagenetic analysis of the influence of climate and environmental parameters on soil microbial communities along an elevational gradient.SCI. REP. 6: 28257.

[14] Soler-Rovira, P., Madejon, E., Madejón, P., Plaza, C. 2010. In situ remediation of metal-contaminated soils with organic amendments: role of humic acids in copper bioavailability. CHEMOSPHERE. 79: 844-849.

[15] Alvarenga, P., de Varennes, A., Cunha-Queda, A.C. 2014. The effect of compost treatments and a plant cover with Agrostis tenuis on the immobilization/ mobilization of trace elements in a mine-contaminated soil. INT. J. PHYTOREM. 16: 138-154.

Herramientas y Metodologías Innovadoras en el Diagnóstico y Remediación de Suelos (Proyecto Soil Take Care)

Innovative Tools and Methodologies in the Diagnosis and Remediation of Soils (Soil Take Care Project)

Martínez-Martínez Silvia, Acosta Jose Alberto, Zornoza Raúl *, Soriano-Disla José Martín, Gabarrón María, Martínez-Carlos Jacinto, Gómez-López María Dolores, Faz Angel

Grupo de investigación Gestión, Aprovechamiento y Recuperación de Suelos y Aguas (GARSA), Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII 48, 30203. Cartagena (Spain)

* raul.zornoza@upct.es

Resumen

En el suroeste de Europa, muchos emplazamientos se ven afectados por contaminación, tanto pasada como presente, debida a la presencia de metal(oid)es y/o hidrocarburos. Esta contaminación afecta al suelo y sus funciones, pero también a las aguas superficiales y subterráneas, a la atmósfera y al ser humano (a través de la respiración, contacto dérmico o ingesta). Viviez (Francia), Estarreja (Portugal) y La Unión (España) presentan la problemática medioambiental anterior y han sido seleccionadas en el proyecto Soil Take Care para su estudio y evaluación. Las actividades que se llevarán a cabo en estas zonas son las siguientes: medidas topográficas y geotécnicas; diagnóstico de la contaminación de metales e hidrocarburos en suelos; contaminación de los metales transportados por la atmósfera y la evaluación de la bioaccesibilidad; transferencia de los contaminantes a las plantas; transferencia de contaminantes a los sedimentos, agua y fauna marinos; modelización numérica de las transferencias de contaminación a través del suelo, el aire y el agua; y monitoreo socio-económico de los lugares contaminados. Una vez realizadas las tareas anteriores, se podrá: 1) proporcionar a las instituciones, administraciones y empresas herramientas innovadoras, de bajo coste, y de rápido diagnóstico de la contaminación; 2) proponer a las partes interesadas nuevas técnicas de remediación; 3) proporcionar a los actores responsables de estos lugares los medios para aplicar la legislación vigente; y 4) reducir los conflictos y entablar diálogo con la población afectada por la contaminación para una gestión más eficaz.

Palabras clave: Contaminación, metal(loide), remediación, riesgo ambiental.

Abstract

In the South East of Europe, many sites are affected by pollution, past or present, due to metal(loid)s and/or hydrocarbons. This contamination affects the soil and its functions, but also the surface and groundwater, the atmosphere and the human being (through breathing, dermal contact or ingestion). Viviez (France), Estarreja (Portugal) and La Unión (Spain) present the previous environmental problems and they have been selected in the Soil Take Care project. The activities that will be carried out in these areas are the following: topographic and geotechnical measurements; diagnosis of metals and hydrocarbons contamination in soils; contamination of metals transported by the atmosphere and evaluation of bioavailability; contamination in plants; transfer of pollutants to the marine sediments, water and fauna; numerical modeling of pollution transfers through soil, air and water; socio-economic monitoring of contaminated sites. Once the above tasks have been carried out, it will be possible to: 1) provide institutions, administrations and companies with innovative tools for low cost, and rapid diagnosis of contamination; 2) propose to the stakeholders new remediation techniques; 3) provide the responsible actors of these sites with the means to apply the current legislation; and 4) reduce conflicts and enter into dialogue with the population affected by contamination for more effective management.

Keywords: Contamination, environmental risk, metal(loid), remediation.

Introducción

Los suelos son esenciales para nuestras sociedades ya que están vinculados a muchos ámbitos (económico, ecológico, cultural, etc.). Sin embargo, a veces son sometidos a usos que los degradan irreversiblemente. En el suroeste europeo, muchos emplazamientos se ven afectados por contaminación, pasada o presente, debida a la presencia de metales y/o hidrocarburos. Las administraciones públicas encargadas de la gestión medioambiental de estos emplazamientos se enfrentan a dos problemas importantes en términos de costes: establecer inventarios precisos de emplazamientos contaminados y definir el proceso de remediación.

El proyecto « Soil Take Care », con un presupuesto total de dos millones de euros, lleva a cabo una rigurosa investigación desarrollada por diferentes grupos de investigación, en estrecha relación con las empresas del sector y las autoridades públicas encargadas de la gestión de los mismos. El proyecto cuenta con la participación de socios franceses: Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Institut national de recherche en sciences et technologies pour lénvironnement et lágriculture (IRSTEA), Universite de Limoges (UNILIM), Institut polytechnique de Bordeaux, CIMES Environment); españoles: Universidad Politécnica de Cartagena (UPCT), Fundació CTM centre tecnològic, Universidad de Oviedo (UNIOVI); y portugueses: Instituto superior técnico (IST). Además participan como socios asociados al proyecto: Dirección General de Medio Ambiente de la Región de Murcia; Direction Réginale de l´Environment, de l´Aménagement et du Logement; Mairie de Viviez, y Associaçâo Geoparque Arouca. Estos socios aportan técnicas y metodologías diversas y complementarias, tanto a nivel de investigación como en cuanto a las experiencias de gestión socio-política y a la problemática de este tipo de emplazamientos en los tres países.

En este sentido, el proyecto SOIL TAKE CARE tiene como objetivo principal mejorar la gestión de los emplazamientos contaminados y su rehabilitación mediante: 1) implementación de herramientas novedosas adecuadas para la selección de lugares contaminados a partir de un balance medioambiental global y 2) desarrollo de estrategias de rehabilitación en las zonas de mayor impacto de la contaminación. Los objetivos específicos del proyecto son:

a) Aportar técnicas experimentales y metodologías que permitirá realizar diagnósticos cualitativos y cuantitativos rápidos y poco costosos.

b) Aplicar herramientas que permitan identificar y seleccionar las zonas más afectadas por la contaminación y, de este modo, reducir la superficie de las zonas a remediar.

c) Dar a la comunidad científica y a los técnicos y los ingenieros de las empresas nociones de mejora sobre las técnicas existentes de remediación así como técnicas pioneras para la remediación o el seguimiento de los suelos contaminados.

d) Identificar a partir de estudios socioeconómicos las fortalezas y debilidades de las poblaciones afectadas por la contaminación.

e) Caracterizar el impacto a largo plazo sobre los ecosistemas y las personas.

Material y métodos

En este proyecto se seleccionaron las zonas industriales y/o mineras de Viviez (Sur de Francia), Estarreja (Portugal) y Cartagena (Fig. 1), concretamente el Distrito Minero de Cartagena-La Unión y la zona de Escombreras (España). El clima de esta última área de estudio se caracteriza por ser semiárido con una temperatura y precipitación media anual de 18 ºC y 270 mm, respectivamente. Los depósitos mineros que se localizan en esta zona minera presentan elevadas concentraciones de Fe-oxihidróxidos, sulfatos, y metal(oide)es como Pb, Zn, Cd y As. Estos depósitos mineros fueron abandonados tras el cese de la actividad minera en 1991, y actualmente, son un tema de gran preocupación debido a los

riegos medioambientales y para la población asociados con estos elementos tóxicos.

Fig. 1. Mapa de localización de Viviez (Francia), Estarreja (Portugal) y Cartagena.

El grupo de investigación GARSA de la UPCT, participante en el proyecto, podrá aplicar en el mismo las metodologías que viene utilizando con éxito desde hace más de una década en el Distrito Minero de Cartagena-La Unión para la caracterización de los emplazamientos contaminados por metal(oide)es, la evaluación de los riesgos ambientales, así como las técnicas de rehabilitación de los mismos [1-13]. Además de la metodología anterior, se aplicarán otras tecnologías llevadas a cabo por el resto de socios del proyecto: a) instalación de instrumentación geotécnica, meteorológica y sísmica para relacionar episodios de inestabilidad con agentes desencadenantes; b) medidas topográficas (GPS y reflectometría) para determinar volúmenes de los depósitos y elaborar Modelos Digitales del Terreno; c) estudio de la evolución temporal de los depósitos a partir de los resutlados de las medidas de la instrumentación; d) cartografía in situ de la contaminación superficial utilizando GNSS, fluorescencia de rayos X, infrarrojo, tomografía de resistividad eléctrica y electromagnetismo; e) seguimiento de la contaminación de hidrocarburos y de la eficacia de las técnicas de remediación por inyección de soluciones oxidantes en suelos mediante métodos geoeléctricos; f) cartografía por teledetección: satélite y aerotransportada; g) análisis isotópico de las muestras de suelo, partículas de polvo y plantas; h) simulación del pasaje en solución de los metales pulmonares y digestivos.

Resultados y discusión

En el proyecto se distinguen 7 tareas principales: 1. Medidas topográficas y geotécnicas; 2. El diagnóstico de la contaminación en metales e hidrocarburos en suelos; 3. La transferencia de metales a traves de la atmósfera y la evaluación de la bioaccesibilidad; 4. Transferencia de contaminantes a las plantas; 5. Transferencia de contaminantes a los sedimentos, agua y fauna/flora marina; 6. Modelización numérica de las transferencias de contaminación a través del suelo, el aire y el agua; 7. Monitoreo socio-económico de los lugares contaminados.

GARSA participa en las tareas 2, 3, 4 y 5. En relación a la tarea 2, actualmente se están llevando a cabo la caracterización de los emplazamientos seleccionados mediante la determinación de propiedades físicas, fisicoquímicas y mineralógicas, así como el contenido de metal(oide)es total, soluble y biodisponible para las plantas, junto con el análisis de la extracción secuencial. Por su parte en la tarea 3, se han colocado los captadores activos de partículas, tanto totales como de PM2.5, PM10, y pasivos como la *Tillandsia capillaris*. En la tarea 4, se seleccionaron zonas naturales, agrícolas y afectadas por la actividad minera, donde se muestrearon suelos y distintas especies de plantas. Todas estas muestras están siendo analizadas en los laboratorios de la UPCT. Y finalmente, en relación a la tarea 5, señalar que fueron

tomadas las muestras de agua, sedimento y de las especies marinas en la Bahía de Gorguel, y en breve se concluirá con su analisis químico, isotópico y mineralógico (Fig. 2).

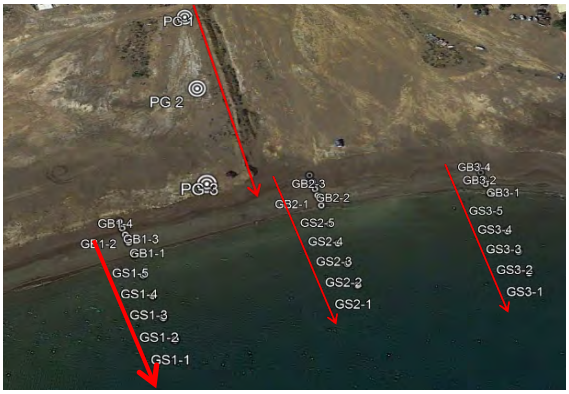


Fig. 2. Mapa de localización de las muestras de agua y sedimento tomadas en la Bahía del Gorguel .

Conclusiones

Tras el desarrollo de la investigación planteada y desarrollada por los grupos académicos y científicos implicados, se obtendrán las herramientas y métodologías tanto de diagnóstico como de remediación de los emplazamientos afectados por metal(oide)es e hidrocarburos. Estas tecnologías serán útilies para las empresas del sector, así como las recomendaciones (mapa de vulnerabilidad, análisis socioeconómicos) lo serán para las Administraciones Públicas apoyando la realización de inventarios y trabajos de remediación.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido cofinanciado por el proyecto Soil Take Care (“Soil Precaire”) mediante el programa “Interreg-Sudoe”. Raúl Zornoza y José M. Soriano agradecen la financiación del Ministerio de Ciencia y Tecnología Agraria y del Programa de Incorporación Juan de la Cierva, respectivamente.

Referencias bibliográficas

[1] Acosta, J.A., Faz, A., Martínez-Martínez, S., Zornoza, R., Carmona, D.M., Kabas, S. 2011. Multivariate statistical and GIS-based approach to evaluate heavy metals behavior in mine sites for future reclamation. J. GEOCHEM. EXPLOR. 109 (1): 8-17.

[2] Acosta, J.A., Martínez-Pagán, P., Martínez-Martínez, S., Faz, A., Zornoza, R., Carmona, D.M. 2014. Assessment of environmental risk of reclaimed mining ponds using geophysics and geochemical techniques. J J. GEOCHEM. EXPLOR. 147: 80-90.

[3] Gabarrón, M., Faz, A., Acosta, J.A. 2018. Use of multivariable and redundancy analysis to assess the behavior of metals and arsenic in urban soil and road dust affected by metallic mining as a base for risk assessment. J. ENVIRON. MANAGE. 206: 192-201.

[4] Gabarrón, M., Faz, A., Martínez-Martínez, S., Zornoza, R., Acosta, J.A. 2018. Assessment of metals behaviour in industrial soil using sequential extraction, multivariable analysis and a geostatistical approach. J. GEOCHEM. EXPLOR. 172: 174-183.

[5] Kabas, S., Faz, Á., Acosta, J., Arocena, J., Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Carmona, D. M. 2014. Marble wastes and pig slurry improve the environmental and plant-relevant properties of mine tailings. ENVIRON GEOCHEM HEALTH 36: 41-54.

[6] Martínez-Martínez, S., Acosta, J.A., Cano, A.F., Carmona, D.M., Zornoza, R, Cerda, C. 2013. Assessment of the lead and zinc contents in natural soils and tailing ponds from the Cartagena-La Unión mining district, SE Spain. J. GEOCHEM. EXPLOR. 124: 166-75.

[7] Zanuzzi, A., Arocena, J., van Mourik, J., Faz, Á. 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. GEODERMA 154: 69-75.

[8] Zornoza, R., Faz, Á., Carmona, D., Kabas, S., Martínez-Martínez, S., Acosta, J. 2012. Plant cover and soil biochemical properties in a mine tailing pond five years after of marble wastes and organic amendments. PEDOSPHERE 22: 22-32.

[9] Zornoza, R., Faz, Á., Carmona, D., Acosta, J., Martínez-Martínez, S., Vreng, A. 2013. Carbon mineralization, microbial activity and metal dynamics in tailing ponds amended with pig slurry and marble waste. CHEMOSPHERE 90: 2606-2613.

[10] Zornoza, R., Acosta, J.A., Martínez-Martínez, S., Faz, A., Bååth, E. 2015. Main factors controlling microbial community structure and function after reclamation of a tailing pond with aided phytostabilization. GEODERMA 245: 1-10.

[11] Zornoza, R., Acosta, J.A., Faz, A., Bååth., E. 2016b. Microbial growth and community structure in acid mine soils after addition of different amendments for soil reclamation. GEODERMA 272: 64–72.

[12] Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V. Mataix-Beneyto, J. 2009. Storage Effects on Biochemical Properties of Air-Dried Soil Samples from Southeastern Spain. ARID LAND RES. MANAG. 23: 213-222.

[13] Zornoza, R., Moreno-Barriga, F., Acosta, J.A., Muñoz, M.A., Faz., A. 2016a. Stability, nutrient availability and hydrophobicity of biochars derived from manure, crop residues, and municipal solid waste for their useas soil amendments. CHEMOSPHERE 144: 122–130.

SESIÓN 4

El suelo en las estrategias de adaptación al cambio climático a la escala regional

ORALES

Especiación de Fósforo mediante ^{31}P RMN en Bosques Tropicales Secos a lo Largo de un Gradiente de Lluvia

Phosphorus Speciation by ^{31}P NMR in Tropical Dry Forests Across a Rainfall Gradient

Campo, Julio[1*]; Roca, Carlos[2]; Piñeiro, Verónica[2]; Merino, Agustín[3]

[1]Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 70-275, 04510 Ciudad de México, México (jcampo@ecologia.unam.mx)
[2]Laboratorio CACTUS, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España
[3]Escuela Politécnica Superior, Ciencias del Suelo y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo, España

Resumen

El efecto del régimen de precipitación en el ciclo del P de bosques tropicales es poco entendido, a pesar de los modelos que sugieren que un clima más seco puede alterar substancialmente la biogeoquímica de estos ecosistemas. Nosotros analizamos la influencia de la cantidad de lluvia en el ciclo del P a lo largo de un gradiente de lluvia (1240 a 642 mm) conteniendo 12 bosques tropicales secos maduros creciendo bajo similar temperatura anual, estacionalidad de las lluvias, y substrato geológico. La concentración de P total en la hojarasca y raíces disminuyó con la disminución en la lluvia, mientras que aumentó en el piso forestal y el suelo mineral. La técnica de ^{31}P RMN reveló que, ortofosfatos y monoésteres-P dominaron el retorno de P desde la vegetación al suelo, así como el P orgánico en el suelo mineral. La abundancia de monoésteres-P, diésteres-P y pirofosfato en la hojarasca y suelos disminuyeron con la disminución en la lluvia. Concluimos que en estos ecosistemas forestales, las consecuencias a largo plazo de un aumento en la sequía podrían ser una disminución en la circulación de P, y un aumento en el almacenamiento de P en el suelo.

Palabras clave: cambio en el clima, México, ciclo de fósforo, bosques tropicales, ^{31}P RMN.

Abstract

The effect of precipitation regime on the P cycle of tropical forests is poorly understood, despite the existence of models that suggest a drier climate may substantially alter the biogeochemistry of these ecosystems. Along a precipitation gradient containing 12 mature tropical dry forests growing under similar annual temperature, rainfall seasonality, and geological substrate, we analyzed the influence of variation in annual rainfall (1240 to 642 mm) on soil P cycling. Total P concentration in litterfall and roots decreased with decrease in rainfall, meanwhile increased in forest floor litter and mineral soil. The ^{31}P NMR technique revealed that, orthophosphates and monoester-P dominated the P return from vegetation to soil, as well as the P organic in mineral soil across sites. Monoester-P, diester-P and pyrophosphate abundances in litterfall and soils decreased with decrease in rainfall. We conclude that in these forest ecosystems, the long-term consequences of increase drought would be a decrease in P cycling, and an increase in P storage in soil, mainly due to lower decomposition and restricted P-uptake by plants, and likely also less soil leaching, resulting in accumulation of labile inorganic P forms.

Keywords: climate change, Mexico, phosphorus cycle, tropical forests, ^{31}P NMR.

Introducción

Las evidencias indican que el suministro de P a la vegetación limita la productividad en una amplia variedad de bosques tropicales (1). A pesar de la importancia del P para el funcionamiento de este bioma, se desconoce la sensibilidad del ciclo del P a los cambios en el clima global.

En este estudio nos enfocamos en el ciclo del P en bosques tropicales secos (BTSs), donde tanto el agua como el P restringen los procesos del ecosistema. Los BTSs se caracterizan por recibir menos de 1800 mm de lluvia al año, y el funcionamiento del ecosistema está limitado por la disponibilidad de P, debido a su poca movilidad en el suelo por la escasez de agua. En el estudio utilizamos Resonancia Magnética Nuclear del isótopo ^{31}P para explorar los efectos de una reducción de la cantidad de lluvia anual (de 1240 a 640 mm) en el ciclo del nutriente en la Península de Yucatán. Para ello, nuestras medidas incluyeron la determinación de la concentración de P total y de sus formas orgánicas e inorgánicas en la hojarasca, en el piso forestal, en las raíces finas y en el suelo mineral. Estas métricas proveen información respecto al ciclo del P a corta y a larga escala de tiempo, datos que resultan críticos para entender la sensibilidad del ciclo de este nutriente al incremento esperado en la frecuencia e intensidad en la sequía en las décadas siguientes.

Material y métodos

Los tres sitios de estudio reciben 1240 (subhúmedo), 990 (intermedio) y 640 mm (semiárido) de lluvia anual, tienen similar temperatura media anual (26ºC), material parental (calizas) y suelos (negros, Ustortens líticos y rojos, Haplustolls líticos), topografía (plana) y vegetación (BTS), y están separados entre 50 y 120 km. En cada uno de ellos, se seleccionaron cuatro rodales maduros de BTS, con al menos 60 años de edad. Los suelos en el extremo seco del gradiente son principalmente negros, superficiales y con alto contenido de materia orgánica; con el aumento de la lluvia el área de suelos rojos, más profundos y arcillosos, aumenta, siendo los principales suelos del extremo más húmedo. Sus características, las de la vegetación, su productividad y la descomposición de la materia orgánica, y del diseño experimental y muestreo han sido reportados en Roa-Fuentes et al. (2), Cuevas et al. (3) y Campo y Merino (4).

En resumen, las raíces y el suelo mineral fueron muestreados en cuatro bosques maduros en cada sitio, separados entre sí entre 1 y 5 km. En uno de los bosques de cada sitio, se establecieron 16 parcelas de 12 x 12 m, y se monitorizó la dinámica de la hojarasca y el piso forestal durante un año. Solo las muestras de enero de hojarasca (pico en su producción) y de marzo de mantillo (pico en su acumulación) fueron utilizadas para hacer una muestra compuesta. El suelo mineral fue muestreado en cuatro parcelas de cada bosque en cada sitio hasta los 20 cm de profundidad o hasta contacto lítico. Ambos suelos fueron combinados y una única muestra compuesta por sitio. La muestra compuesta fue tamizada (2 mm), y las raíces finas (<4 mm en diámetro) separadas para su análisis.

Análisis por espectroscopía de RMN ^{31}P

Para el análisis por espectroscopía de RMN ^{31}P, 1 g de material (raíz, hojarasca, mantilla o suelo) fue puesto en un tubo con 30 mL de NaOH 0,25 M y 50 mM de EDTA, y agitada durante 16 h a temperatura ambiente. El extracto fue centrifugado a 6500 rpm durante 10 min. Un mL de una solución de ácido metileno difosfónico (50 mg MDPA L^{-1}) fue agregado a 20 mL de cada extracto como estándar, congelado a −80 °C, y liofilizado. Unos 300 mg de cada extracto liofilizado fueron re-disueltos en 0,3 mL de óxido

de deuterio (D_2O) y 2,7 mL de una solución conteniendo NaOH 1M y EDTA 0,1 M.

La solución sobrenadante (3,5 mL), MDP (ácido monohidroxi-metileno difosfónico (0,1 mL a una concentración of 6 g L^{-1}) y D_2O (0,3 mL) fueron puestos en un tubo de RMN de 5 mm. El pH de la solución fue >13. Los espectros de RMN fueron obtenidos a 25 °C en espectrómetro de RMN Varian VNMRS-500-WB a frecuencia de 202.296 MHz. Se obtuvieron 100,000 escáneres para cada muestra. El espectro presentado tuvo una línea de 2 Hz. Las señales fueron asignadas con base en Turner et al. (5). El estándar MDPA se detectó a 16,5 ppm. Las áreas de los picos fueron distinguidas por espectros de integración. Todos los espectros fueron analizados con el programa MestreNova, versión 8.1.0 (Mestrelab Research Inc., Santiago de Compostela, España).

Resultados y discusión

Concentración de P en vegetación, necromasa y suelos minerales

La concentración de P en raíces (1,3 ± 0,2 mg g^{-1}, media ± 1 EE) y en hojarasca (1,343 ± 0,189 mg g^{-1}) disminuyeron desde bosques que reciben 1240 mm $año^{-1}$ de lluvia a aquellos con 642 mm $año^{-1}$, pero fue máxima en el sitio intermedio en el caso del mantillo. En contraste al gradiente observado en la concentración de P en raíces y hojarasca, la concentración de P en el suelo mineral (1,5 ± 0,196 mg g^{-1}) aumentó con el aumento en la sequía.

Especies de P

Los compuestos de P identificados por la espectroscopía de RMN fueron ortofosfatos (localizados en el espectro a alrededor de 5,3 ppm), monoésteres-P (3 a 5,1 ppm), pirofosfatos (-5,5 ppm) y diésteres-P (−2 a 0 ppm). Los monoésteres detectados fueron: ácido fosfatídico (4,3 ppm), *β*-glicerofosfato (3,9 ppm), *scyllo*-inositol (3,2 ppm) y *myo*-inositol (5, 4,1, 3,8 a 3,4 ppm).

Influencia del incremento de la sequía en la abundancia de formas de P

La disminución de lluvia incrementó la abundancia de P orgánico, especialmente de *myo*-inositol en la vegetación (raíces), de ortofosfato en el material senescente (hojarasca) y el piso forestal (mantillo), y de pirofosfato y de todos los compuestos monoésteres en el suelo mineral.

En cambio, con el aumento de la sequía disminuyó la abundancia de monoésteres en raíces, hojarasca y mantillo reflejando cambios en la concentración de ß-glicerofosfato. También, la abundancia de pirofosfato en hojarasca, piso forestal y suelo mineral disminuyó. La abundancia de diésteres solo fue afectada por la abundancia de lluvia en el mantillo. De forma consistente, la relación Po:Pi disminuyó en el material senescente, el piso forestal y el suelo mineral con el declive en la cantidad de lluvia anual.

Conclusiones

Concluimos que en estos ecosistemas forestales, las consecuencias a largo plazo de un aumento en la sequía podrían ser una disminución en la circulación de P, y un aumento en el almacenamiento de P en el suelo, debidos principalmente a la menor descomposición, la restringida toma de P por parte de las plantas, y probablemente también menor lixiviado del suelo, resultando en la acumulación de formas inorgánicas de P lábil. Esto podría volver estos bosques tropicales secos en sitios significativamente ricos de P en el suelo bajo los esperados períodos más prolongados de sequía si la productividad primaria es mantenida.

Agradecimientos

Julio Campo agradece al Programa PASPA-DGAPA de la Universidad Nacional Autónoma de México, por el financiamiento para su estancia sabática en la Universidad de Santiago de Compostela. A Enrique Solís, quien mantiene técnicamente el programa de monitorización de la dinámica de bosques tropicales ante disturbios en el marco del cual se han colectado las muestras utilizadas en el estudio. Los análisis de espectroscopía de RMN se realizaron en los laboratorios de la RIADT de la Universidad de Santiago de Compostela.

Referencias bibliográficas

(1) Vitousek, PM. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. AM NAT 119: 553–572.

(1) Roa-Fuentes, LL, Campo, J, Parra, V. 2012. Plant biomass allocation across a precipitation gradient: an approach to seasonally dry tropical forest at Yucatán, Mexico. ECOSYSTEMS 15: 1234-1244.

(2) Cuevas, RM, Hidalgo, C, Payán, F, Etchevers, JD, Campo, J. 2013. Precipitation influences on active fractions of soil organic matter in karstic soils of Yucatan: regional and seasonal patterns. EUR J FOREST RES. 132: 667-677.

(3) Campo, J, Merino, A. 2016. Variations in soil carbon sequestration and their determinants along a precipitation gradient in seasonally dry tropical forests. GLOB CHANGE BIOL. 22: 1942-1956.

(4) Turner, BL, Mahieu, N, Condron, LM. 2003. Phosphorus-31 nuclear magnetic resonance spectral assignments of phosphorus compounds in soil NaOH-EDTA extracts. SOIL SCI SOC AM J. 67: 497–510.

Efectos interactivos de cambio climático y presión ganadera sobre el funcionamiento del suelo en ecosistemas de dehesas

Interactive effects of climate change and grazing intensity on soil functioning in dehesa ecosystems

María T. Domínguez[1,2*], Carlos Jiménez[1], Luís Matías[1,3], Eduardo Gutiérrez[1], M. Belén Herrador[1], Mª Dolores Hidalgo[1], Ignacio M. Pérez-Ramos[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Av. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla. *mdominguez23@us.es

[2] Universidad de Sevilla, Departamento Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Profesor García González, 41012, Sevilla

[3] Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Jaén, Ed. B3, Paraje las Lagunillas s/n, Jaén

Resumen

Las dehesas son sistemas agroforestales que ocupan una importante superficie de la Península Ibérica. La sostenibilidad de esos sistemas puede verse comprometida por el aumento de la intensidad del pastoreo registrado en las últimas décadas, y por los cambios abióticos predichos por los diferentes modelos de cambio climático para esta Península. En este trabajo se analiza el impacto que ambas fuentes de estrés (sobrepastoreo y cambio climático) ejercen sobre algunas variables relacionadas con la actividad microbiana del suelo de dehesas. Para ello, se instalaron 36 parcelas experimentales, donde se manipularon las condiciones de temperatura y precipitación, repartidas en tres fincas sometidas a diferente carga ganadera. Dichas parcelas se ubicaron en los dos tipos de hábitats más frecuentes en los sistemas de dehesa (bajo árbol y pastizal). El tipo de hábitat influenció la mayoría de variables microbianas estudiadas (biomasa microbiana, tasas de mineralización de nitrógeno y carbono, actividades enzimáticas), siendo mayores en los suelos bajo árbol que en los de pastizal. La intensidad ganadera influyó principalmente en variables relacionadas con el ciclo del N en el suelo, mientras que los tratamientos climáticos tuvieron muy poco impacto en el funcionamiento del suelo y su contenido en nutrientes.

Palabras clave: sequía, calentamiento, montados, mineralización N, biomasa microbiana

Abstract

Dehesas are agroforestry systems that occupy a significant fraction of the land surface in the Iberian Peninsula. The sustanainability of these systems could be threathen by the increases in grazing intensity that these areas have experienced over the last decades, and by the changes in abiotic conditions predicted by the different climate change projections. In this work we analyzed the impact that both sources of stress (climate change and increasing grazing intensity) have on some variables related to soil microbial activity in dehesa ecosystems. Thirty-six experimental plots were established in three different dehesas exposed to different grazing intensities. In these plots, air temperature and rainfall inputs were manipulated, simulating climate change predictions. The plots were located in the most important habitats within the dehesas systems (under tree canopy and in open areas). Habitat type exerted a significant influence on most of the studied variables related to soil nutrient contents and microbial activity (microbial biomass, carbon and nitrogen mineralization rates, enzyme activities), the greatest values of these variables being found on soils underneath trees. Grazing intensity influenced those variables related to N cycling, while climate change treatments had a very limited impact on soil functioning and nutrient content.

Keywords: drought, warming, Oakland, N mineralization, microbial biomass

Introducción

La dehesa es el sistema agroforestal más extendido en Europa, con alrededor de 3 millones de hectáreas en el suroeste de España y Portugal. Su estructura se debe a la eliminación del matorral y al aclareo selectivo de manchas de bosque mediterráneo, ya sean naturales o provenientes de antiguas dehesas, con el fin de dedicarlas a la ganadería extensiva. La sostenibilidad de estos sistemas se ha visto amenazada en los últimos años por la acción conjunta e interactiva de varios factores. Uno de ellos es el aumento de la intensidad del pastoreo experimentado en las últimas décadas, factor que puede implicar cierto grado de perturbación del suelo, afectando a la capacidad del mismo para almacenar agua y nutrientes, y por tanto, a la productividad del sistema.

Por otro lado, las nuevas condiciones climáticas previstas para las próximas décadas constituyen otra de las principales amenazas para la sostenibilidad de las dehesas. Los modelos de cambio climático predicen un aumento de la temperatura, una disminución de las precipitaciones, así como un aumento de los eventos climáticos extremos. Estas alteraciones puden tener importantes repercusiones para el funcionamiento de plantas y microorganismos del suelo, con importantes consecuencias para determinados procesos relevantes para la productividad del sistema, como las tasas de descomposición de la materia orgánica y ciclado de nutrientes.

En esta comunicación se presentan los resultados de un experimento factorial de campo realizado en tres fincas de dehesa sometidas a diferente grado de intensidad de herbivoría, localizadas en el sur de España (Valle de los Pedroches, Córdoba). En estas fincas se instalaron una serie de parcelas experimentales en las que se manipularon las condiciones de temperatura del aire y de precipitación, simulando las proyecciones de cambio climático previstas para la región mediterránea. Se analizaron variables relacionas con el funcionamiento del suelo en los distintos tratamientos (tasas de mineralización de carbono y nitrógeno, biomasa microbiana, actividades enzimáticas extracelulares), así como los contenidos de los principales nutrientes.

Material y métodos

El experimento se realizó en tres dehesas de Pozoblanco (Córdoba) situadas en un marcado gradiente de intensidad de herbivoría ovina y porcina. Una de las dehesas ha estado excluida al ganado desde hace 20 años, mientras que en el otro extremo del gradiente la densidad de herbívoros es la finca con mayor carga ganadera es de 0.85 UGM/ha.

Durante el otoño de 2016 se instalaron 12 parcelas experimentales en cada finca, situándose 6 bajo árbol y otras 6 en pastizal abierto, sin protección arbórea. Dentro de cada parcela se implementaron 4 tratamientos climáticos: “sequía”, “calentamiento”, “sequía + calentamiento” y “control”. El tratamiento de sequía simula las predicciones climatológicas previstas para finales del siglo XXI en la cuenca Mediterránea a través de la instalación de casetas de exclusión de lluvia (2 x 2 x 1.13 m), que interceptan el 33% de la precipitación. El tratamiento de calentamiento consistió en cámaras abiertas hexagonales de metacrilato de 40 x 50 x 32 cm que simulan un aumento de temperatura del aire de 2-3 ºC.

Hacia el final de la primavera (mayo de 2017) se tomaron muestras de suelo (0-10 cm de profundidad) de cada parcela experimental y tratamiento para el análisis de nutrientes y de variables de funcionamiento del suelo.

Resultados y Discusión

Los resultados del experimento multifactorial mostraron cómo la heterogeneidad intrínseca de las dehesas, generada por la distribución de árboles aislados en una matriz de herbáceas, juega un papel fundamental en la actividad de la comunidad microbiana del suelo, siendo el factor hábitat el que ejerció una mayor influencia sobre la mayoría de variables microbianas cuantificadas en este estudio. La presencia de los árboles se relacionó

con un aumento del contenido en carbono orgánico del suelo bajo sus copas, así como mayores niveles de biomasa microbiana y mayores tasas de mineralización de carbono, nitrógeno y actividades enzimáticas (ver ejemplo en Fig. 1).

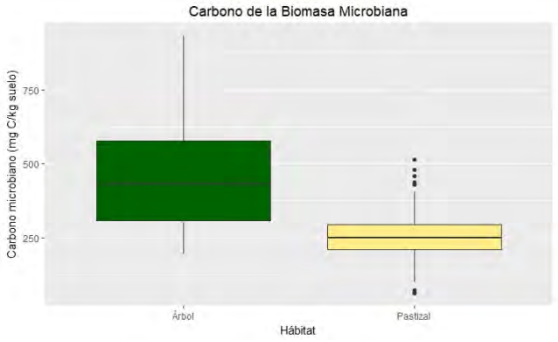


Fig. 1 – Diagrama de cajas y bigotes del nivel de biomasa microbiana en los suelos de los distintos hábitats presentes en las dehesas estudiadas (suelos bajo árbol y suelos de pastizal).

Se encontró una interacción significativa entre el tipo de hábitat y la intensidad de herbivoría, registrándose las mayores diferencias entre hábitats en cuanto a nutrientes y actividad microbiana en la finca con ausencia de ganado. Este resultado parece indicar que los herbívoros pueden realizar una cierta homogeneización de los aportes de nutrientes al suelo en los sistemas sometidos a intenso pastoreo. El aumento de la intensidad de herbivoría estuvo acompañado por un descenso de la concentración de amonio en el suelo y un incremento de la de nitrato, debido a una inhibición de las tasas de amonificación en los suelos sometidos a intenso pastoreo. Las tasas netas de mineralización de nitrógeno fueron superiores en los suelos de la finca excluída al pastoreo (Fig. 2).

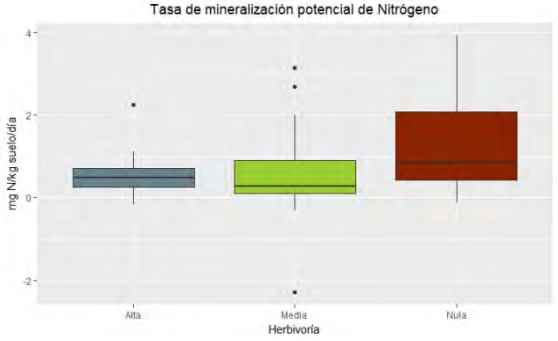


Fig. 2 – Diagrama de cajas y bigotes las tasas de mineralización potencial de nitrógeno en los suelos de los distintos hábitats presentes en las dehesas estudiadas (suelos bajo árbol y suelos de pastizal).

En cuanto a los tratamientos de cambio climático, éstos no mostraron efectos significativos importantes sobre las variables estudiadas, salvo cambios leves en las tasas de mineralización de carbono entre tratamientos. Esta ausencia o baja influencia de las nuevas condiciones climatológicas puede deberse a la alta capacidad de resiliencia que normalmente presenta la comunidad de microorganismos de suelos mediterráneos a la sequía, o a que el período de tiempo (8 meses) durante el cual las comunidades microbianas extuvieron expuestas a las manipulaciones climáticas es insuficiente para provocar cambios significativos en la estructura y/o funcionamiento de esta comunidad.

Conclusiones

La heterogeneidad espacial del ecosistema de dehesa, generada por la distribución del arbolado y la intensidad variable de herbivoría, juega un papel determinante en la actividad microbiana del suelo de las dehesas. Estos dos factores tuvieron más influencia en el funcionamiento del suelo que la exposición a corto plazo (8 meses) a cambios en las condiciones de temperatura y precipitación.

Agradecimentos

Al Ministerio de Economía, Industria y Competitividad por el proyecto DECAFUN (CGL2015-70123-R).

Secuestro de CO_2 en un suelo calizo al utilizar cenizas de biomasa de la industria olivarera

CO_2 fixation in a calcareous soil when using biomass ash from the olive industry

López, Rafael[1*], Díaz, M. Jesús[2], González-Pérez, José A.[1]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS, CSIC), Avda. Reina Mercedes 10, 41012-Sevilla, jag@irnase.csic.es, * rafael.lopez@csic.es

[2] Departamento de Ingeniería Química, Química Física y Ciencias de los Materiales, Facultad de Ciencias Experimentales, Univ. de Huelva, Campus Universitario El Carmen, Avenida de las Fuerzas Armadas, 21071-Huelva. dblanco@uhu.es.

Resumen

A pesar de que las cenizas de combustión de diferentes tipos de biomasa son usadas con frecuencia como enmiendas para suelos, no se conoce el secuestro de CO_2 asociado a esta práctica. El presente estudio tiene como objetivo cuantificar el secuestro de carbono, en forma de carbonato, que se produce en un suelo calcáreo sintético tratado con cenizas (volantes y de fondo) de biomasa procedentes de una planta de generación electrica a partir de orujillo de aceituna. Se estimó que la fijación en suelo, en el caso de un suelo cultivado, fue de 14.5 g de CO_2 por kg de ceniza volante ó 16.5 g de CO_2 por kg de ceniza de fondo, y de 19.7 g de CO_2 por kg de ceniza de fondo sin cultivo de plantas. Esta fijación de C inorgánico más el C orgánico ("black C") contenido en las cenizas hace que la reutilización de cenizas como fertilizante K pueda considerarse como una práctica ambientalmente ventajosa, con un potencial de secuestro anual de C correspondiente a un 8% del objetivo de la iniciativa " 4 por mil", lanzada en la COP21.

Palabras clave: Potasio; fertilizante; carbono pirogénico; orujillo de aceituna; carbonato del suelo.

Abstract

Although combustion ashes from different types of biomass are frequently used as soil amendments, the CO_2 sequestration associated with this practice has not been previously studied. The objective of this study is to quantify the C sequestration, in the form of carbonates, achieved in a synthetic calcareous soil treated with biomass ash (fly and bottom ashes) from a power generation plant that uses olive cake. It was estimated that, in the case of planted soil, CO_2 fixation was 14.5 g per kg of fly ash or 16.5 g of CO_2 per kg of bottom ash, and 19.7 g of CO_2 per kg of bottom ash in bare soil without cultivation. This fixation of inorganic C plus the organic C ("black C") contained in the ashes makes the reuse of ash as K fertilizer an environmentally sound practice, with a yearly C sequestration potential corresponding to 8% of the target of the "soil 4 per mille" initiative, launched at COP21.

Keywords: Potassium; fertilizer; black carbon; olive cake; soil carbonates

Introducción

El uso de biomasa como fuente energética (para calor, electricidad y fabricación de combustibles) es cada vez mayor. En Andalucía, existían 18 centrales (2015) que utilizan biomasa con una potencia total instalada de 257 MW, un 36% de la producción de todas las renovables [1]. Entre los biocombustibles usados en Andalucía destaca la biomasa procedente del sector de olivar (orujo, orujillo y hoja de olivo), que representaba un 32% (2013) de los biocombustibles usados [1].

De la combustión de biomasa resulta un residuo, las cenizas de biomasa. Pueden darse dos tipos: las volantes (CV), que se recogen del final de las chimeneas de expulsión del gas de combustión, y las de fondo (CF) o escorias, que quedan en el quemador. De media, las cenizas representan un 6,8% del peso seco de biomasa. Las cenizas son una mezcla compleja de componentes inorgánicos con una fracción minoritaria de componentes orgánicos (material no quemado tipo biochar, carbono similar al carbón activo). Mientras que las cenizas procedentes de combustibles fósiles suelen presentar el problema de una elevada concentración de metales pesados, las de biomasa suelen presentar contenidos bajos (ver Tabla 1). Las cenizas de biomasa contienen porcentajes relevantes de compuestos de los elementos alcalinos (potasio, poco sodio) y alcalino-térreos (calcio y magnesio). Por la combustión, estos elementos aparecen en forma de óxidos, que durante su enfriamiento, mojado y posterior almacenamiento se transforman parcialmente en hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos. También aparecen fosfatos y sulfatos. Estas formas químicas (con la excepción de fosfatos), son de elevada solubilidad en agua, entre el 10 y el 100%. Las cenizas son alcalinas, propiedad en la que se ha basado uno de los usos más antiguos y tradicionales como es su empleo para fabricar jabón. Las características concretas de cada tipo de ceniza condicionarán su uso posible, y vienen determinadas por el tipo de biomasa, las condiciones de combustión y las operaciones que se realicen con ellas.

Su riqueza en nutrientes vegetales hace que se hayan utilizado desde siempre como fertilizantes o como enmiendas de suelos. Las de madera o productos derivados, ricas en calcio, suelen ser usadas en suelos ácidos sustituyendo a caliza o dolomita. El reciclaje de cenizas en suelos forestales cuenta con larga tradición [2] y varios países europeos tienen legislación que contempla su uso como fertilizante. Las de origen agrícola pueden ser usadas como fertilizante, utilizando dosis relativamente bajas (del orden de 100 a 1000 kg/ha), lo cual maximiza los beneficios y evita los efectos desfavorables debidos a la alcalinidad. Las cenizas de subproductos de olivar son equiparables en riqueza a las sales potásicas habitualmente usadas, >25% K_2O, y sus contenidos de MgO son también significativos [3]. En general, en diversos estudios en los que se han utilizado cenizas de orujos o alperujos se han obtenido resultados positivos, tanto en lo referente al rendimiento del cultivo como a los efectos sobre el suelo [4,5,6].

Sin embargo, hasta ahora no se había estudiado la fijación de C al reutilizar cenizas en suelo . Este trabajo es un resumen de los resultados obtenidos en ese sentido y publicados en [7].

Material y métodos

Se usaron CF y CV de combustión de biomasa. Ambas provenían de una planta de generación en Fuente de Piedra, Málaga, (Neoelectra S.A), que usa principalmente orujillo seco de aceituna (con menos de 50% de residuos de chopo y astillas de pino). Las características de las cenizas usadas se muestran en la Tabla 1.

Se realizó un experimento de incubación en el que cada tipo se mezcló con un suelo calcáreo sintético para estudiar el proceso de carbonatación. Los componentes del suelo incluyeron: arena de sílice (87,8%) con tamaño de partícula de 0,5-2 mm; piedra caliza (9,8%), con tamaño de partícula de 2-4 mm; turba

rubia (1,9%) con tamaño de partícula de 63 µm-0,5 mm; compost de residuos de poda (0,1%) con tamaño de partícula de 63 µm-0,5mm; CF o CV (0,50%) con tamaño de partícula de 63 µm-0,5 mm. Todos los productos, se molieron y tamizaron para obtener el tamaño de partícula deseado.

Con las mezclas se rellenaron macetas de 200 cm^3 (358,8 g, ceniza incluida) (4 por tratamiento). Se regó durante 25 días y luego se sembraron semillas de girasol (*Helianthus annuus* var P63 LL104, Pioneer). Los tratamientos con cultivo se denominaron CFs-pl y CVs-pl. Se prepararon otras macetas de la misma manera pero no se sembraron, (CFs-no y CVs-no). Las macetas se regaron 3 veces por semana con agua destilada y una vez cada 15 días se fertilizó con abono líquido comercial. Transcurridos 85 días desde la siembra el suelo de cada maceta se secó a 70ºC, se pesó y se tamizó por 2 y 0,5 mm. La fracción <0,5 mm de cada maceta se trituró hasta un polvo fino para los análisis isotópicos y termogravimétrico.

La capacidad teórica de captura de CO2 (CET) se calculó utilizando la fórmula estequiométrica de Stenoir [8] basada en la reacción de los óxidos alcalinos para formar carbonatos. La firma isotópica de carbono estable ($\delta^{13}C$) se determinó usando un sistema Flash 2000 HT / IRMS (Thermo Scientific, Bremen, Alemania). El microanalizador se acopló mediante una unidad de interfaz ConFlo IV a un espectrómetro de masas de relación de isótopos Delta V Advantage de flujo continuo (IRMS) (Thermo Scientific, Bremen, Alemania). La relación isotópica se expresó en partes por mil (‰) referidas al estándar VPBD [9]. El análisis termogravimétrico (TGA) y la termogravimetría diferencial (DTG) se realizaron mediante un analizador termogravimétrico (Mettler Toledo TGA / DSC1 STARe System): muestra de 50-130 mg, de 25 ° C a 900 ° C, flujo de aire de 20 ml min^{-1} y velocidad de calentamiento de 5 ° C min^{-1}.

Para el análisis estadístico, las comparaciones se realizaron mediante el test de Tukey HSD utilizando SPSS v.22.

Tabla 1 – Composición de dos tipos de cenizas de biomasa del olivar y fijación de CO_2.

		CV	CF
Potasio	% K_2O	30,7	16,0
Calcio	% CaO	10,0	19,8
Magnesio	% MgO	8,4	7,5
Fósforo	% P_2O_5	3,7	3,5
Carbono pirogénico	%	0,9	5,7
pH		12,7	12,8
% caliza	% $CaCO_3$	17,0	11,1
CO_2	%	7,5	4,9
Metales pesados			
Cadmio	mg Cd/kg	0,46	0,30
Cromo	mg Cr/kg	61	68
Cobre	mg Cu/kg	171	140
Zinc	mg Zn/kg	195	50
Capacidad estequiométrica de secuestro de carbono			
Cap. Total de secuestro (CTS)	kg CO_2/ton ceniza	298	312
Cap. teórica por Ca+Mg	kg CO_2/ton ceniza	154	236
CO_2 efectivo secuestrado			
Sobre CTS	%	25,1	15,7
Sobre Ca y Mg	%	48,7	20,8

Resultados y discusión

La capacidad de secuestro de CO_2 máxima de las cenizas en función de su composición fue similar, 298 y 312 g de CO_2 kg^{-1} para CV y CF, respectivamente (Tabla 1). Estos valores son similares a valores indicados por otros autores como la carbonatación máxima de varios tipos de cenizas. El contenido de carbonato real en CV y CF equivalió a 7,5 y 4,9 % CO_2 lo que indica que la carbonatación se ha completado al 48,7% (CV) y 20.8% (CF) en relación con la capacidad teórica derivada de los cationes Ca y Mg, que son los efectivos a este respecto por la solubilidad de los alcalinos. Vassilev y col. [10] indican que el CO_2 de las emisiones de las centrales eléctricas alimentadas con biomasa puede capturarse parcialmente y retenerse en las cenizas como carbonatos.

En la Tabla 2 se muestra un resumen de los resultados obtenidos en el ensayo de incubación. La elevada recuperación del total así como del peso de cada una de las fracciones granulométricas separadas (no mostradas en la Tabla) así como la similitud de valores de $\delta^{13}C$ medidos y calculados son parámetros de calidad del ensayo que indican fundamentalemnte que no se han producido mezclas de las

diferentes fracciones granulométrcas. Como $\delta^{13}C$ del CO_2 atmosférico es mucho mayor (-8.6) que los valores finales medidos en los suelos también se desprende que no se ha producido una absorción significativa de CO_2 atmosférico.

En CFs-pl, la fijación de CO2 fue significativamente mayor (16,5 g CO2 kg^{-1}) que en los tratamientos CVs y esta cifra aumentó aún más en el tratamiento sin plantas (CFs-no, 19.7 g CO2 kg^{-1}). Las raíces de las plantas, debido a exudados ácidos o debido a la respiración de las raíces que forman ácido carbónico podrían haber favorecido la liberación de una fracción del CO_2 de los carbonatos de CV. Los resultados obtenidos a partir de la pérdida de peso en el análisis TGA mostraron la misma tendencia auque los valores calculados fueron superiores. Las cenizas mantuvieron entre un 22 y un 28% de la capacidad de fijación máxima por Ca y Mg.

Conclusiones

El CO_2 queda secuestrado en el suelo como carbonato cálcico, forma de mayor estabilidad y permanencia (”resiliencia”) desde un punto de vista geoquímico que otras formas de carbono en el suelo, como la propia materia orgánica. Puesto que la fertilización es una práctica anual, la ganancia en CO_2 fijado sería acumulativa campaña tras campaña. Dos factores adicionales hacen que se incremente más el secuestro de carbono en el suelo: 1) con las cenizas se realiza también una adición al suelo de carbono no quemado (tipo biochar), que aportaría otra fracción de elevada estabilidad, y 2) la huella de carbono del fertilizante potásico reemplazado representaría de media unos 160 kg CO_2/ha adicionales. El estudio debería ser ampliado a suelos naturales.

Tabla 2 Resumen de resultados del experimento de incubación

		CVs-pl	CVs-no	CFs-pl	CFs-no
Recuperación de material	%	99,1	99,3	99,2	99,5
$\delta^{13}C$ medido	‰	-26,1	-25,9	-25,7	-25,6
$\delta^{13}C$ calculado	‰	-25,9	-25,9	-25,5	-25,5
Fijación de CO_2 según método (referido a la ceniza)					
Calcímetro*	%	3,84 a	4,31 a	5,23 b	6,53 c
TGA	%	5,46	6,32	8,37	9,08
Fijación de CO_2 respecto a capacidad teórica por Ca+Mg					
Calcímetro	%	24,9	28,0	22,2	27,7

*Valores seguidos de la misma letra no difieren significativamente

Agradecimientos

Trabajo financiado por el proyecto CGL2016-78937-R del MINECO y FEDER. Los autores agradecen a Fertiormont SA y Minera Santo Angel el suministro de materiales.

Referencias bibliográficas

[1] Agencia Andaluza de la Energía. 2015. La biomasa en Andalucía. Junta de Andalucía.

[2] Fernández-Delgado Juarez, y col. 2015. Chemical and microbiological properties of alpine forest soils: Effects of pelletized ashes in a short-term trial. FOREST ECOL MANAG. 357: 42-49.

[3] Fernández-Llorente, M.J., Carrasco-García, J.E. 2005. Comparing methods for predicting the sintering of biomass ash in combustion. FUEL 84: 1893-1900.

[4] Nogales, R., Melgar, R., Benitez, E. 2006. Potential Use of Olive-Waste Ash from Cogeneration Plants as a Soil Amendment. J ENVIRON SCI HEALTH B, 41(8): 1405-1415.

[5] Quirantes, M., Romero, E., Nogales, R. 2016. Nutrient Availability in a Calcareous Soil Amended with Different Types of Biomass Ash. COMMUN SOIL SCI PLANT ANAL. 47(20): 2271-2280.

[6] López, R, y col. 2016. Uso de compost que incluyen cenizas de biomasa para el cultivo de sandía, en López, R., Cabrera, F. (Eds.) Reciclando los residuos para mejorar los suelos y el medioambiente, Red Española de Compostaje, pp. 311-315.

[7] López, R., Díaz, M.J., González-Pérez, J.A. 2018. Extra CO2 sequestration following reutilization of biomass ash. SCI TOTAL ENVIRON 625: 1013-1020.

[8]Tamilselvi Dananjayan, R.R., Kandasamy, P., Andimuthu, R. 2016. Direct mineral carbonation of coal fly ash for CO_2 sequestration. J CLEAN PRODUCT. 112: 4173-4182.

[9] Valkiers, S, y col. 2007. Preparation of Synthetic Isotope Mixtures for the calibration of carbon and oxygen isotope ratio measurements (in carbon dioxide) to the SI. INT J MASS SPECTRO, 264(1): 10-21.

[10] Vassilev SV, y col. 2013. An overview of the composition and application of biomass ash: Part 2. Potential utilisation, technological and ecological advantages and challenges. FUEL 105: 19-39.

Estudo preliminar da influência do uso da terra sobre o estoque de carbono da bacia do Alto rio Sabor, NE Portugal

Preliminary study of the influence of land use on the carbon stock on the Alto Sabor river basin, NE Portugal

Patrício, Matheus[1*], Bueno, Paulo[2], Figueiredo, Tomás de[1], Azevedo, João[1], Fonseca, Felícia[1]

[1] Centro de Investigação de Montanha (CIMO), Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus Sta. Apolónia, 5300-253, Bragança, Portugal. *matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br

[2] Departamento de Biodiverisdade e Conservação da Natureza (DABIC), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Campo Mourão, 87301-899, Campo Mourão, Paraná, Brasil.

Resumo

O carbono é um elemento químico encontrado em abundância na natureza. Este possui um ciclo próprio que compreende vários compartimentos, o solo encontra-se entre estes, atua como local de armazenamento de carbono. O presente trabalho tem como objetivo compreender as influências que o uso da terra exerce sobre os estoques de carbono da bacia do alto rio Sabor, NE Portugal. Para isto, realizou-se a delimitação de áreas de amostragem, designadas de unidades primárias (parcelas de 1000 × 1000 m), dentro das quais se estabeleceram unidades secundárias (parcelas de 200 × 200 m), onde se realizaram as coletas de amostras de solo (perturbadas e não perturbadas) em diferentes profundidades, visando a determinação da massa de carbono orgânico por unidade de área de solo (kg C m^{-2}). Durante o trabalho de campo realizou-se a categorização das amostras conforme o uso da terra em que estas foram coletadas. As classes de uso adotadas foram agricultura, floresta, gramíneas, lameiros (pastagens) e matos. Utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis para variáveis não paramétricas para comparar os usos, por meio do *software* Bioestat. De um modo geral, os usos agricultura e lameiro apresentam comportamento idêntico. A agricultura, nas camadas mais superficiais, mostra quantidade de carbono no solo significativamente inferior à encontrada no caso dos matos, floresta e gramíneas.

Palavras-chave: Manejo, Parque Natural de Montesinho, Carbono orgânico no solo.

Abstract

Carbon is a chemical element found in abundance in nature, it has its own cycle that comprises several compartments, the soil is between these, acts as a place of carbon storage. The present work aims to understand the influences that the land use causes on the carbon stocks of the upper Sabor river basin, NE Portugal. For this, a sampling areas were delimited, designated as primary units (plots of 1000 × 1000 m), and within those have been established secondary units (plots of 200 × 200 m), where the soil samples were collected and analyzed to quantify the carbon stocks by area unit (kg C m^{-2}). During the field work, the categorization of the soil samples was performed according to the land use in which they were collected. The classes of use adopted were agriculture, forest, grasses, pastures and shrubs. The Kruskal-Wallis test was used for non-parametric variables to compare the land uses, using Bioestat software. In general, the uses of agriculture and pastures have the same behaviour. Agriculture, in the upper layers, showed a significantly lower amount of carbon in the soil than in the case of shrubs, forest and grasses.

Keywords: Management, Natural Park of Montesinhos, Organic carbon in the soil.

Introdução

O carbono encontra-se em toda a natureza e os seus compostos são constituintes essenciais desta, sendo fundamental em processos como a fotossíntese e a regulação do clima [1][2]. Um dos compostos do carbono que recebe grande atenção por parte da ciência é o dióxido de carbono (CO_2), devido ao crescente aumento na concentração deste na atmosfera e sua possível interferência no clima global [3].

O aumento na concentração de CO_2 na atmosfera deve-se ao déficit de absorção, ou seja, o que é emitido por meio da queima de combustíveis fósseis e outras atividades antrópicas não é absorvido na totalidade pelo meio terrestre e oceanos, resultando num balanço negativo e o CO_2 se acumula na atmosfera [4].

As alterações na concentração de carbono são distintas, mas algumas são o resultado de mudanças de uso da terra. Em latitudes médias e elevadas algumas áreas foram exploradas até à sua exaustão, seguidas de abandono, o que favoreceu o aparecimento de florestas, que apresentam maior capacidade de armazenamento de carbono [5].

O presente trabalho visa comparar a quantidade de carbono armazenada em solos submetidos a diferentes usos na bacia do alto rio Sabor, NE Portugal.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia do alto rio Sabor possui 30645.6 ha, ocupando a área nordeste do Parque Natural de Montesinho (PNM). É um local com macroclima continental, com temperaturas variando entre 8,5ºC e 12,8 ºC [6].

A vegetação da região norte de Portugal apresenta características de duas formações fitogeográficas, a Eurosiberiana e a Mediterrânea, esta segunda expressa-se nas áreas mais quentes, ou seja, nos vales mais profundos e assim pode ser encontrada mais a norte. À medida que a temperatura diminui, a vegetação com características mediterrânicas passa a se misturar com as espécies características da formação Eurosiberiana, que se expressa com mais intensidade nas áreas húmidas das terras frias, e nestas há as áreas de sombra pluvial, que possui clima continental e ausência de espécies atlânticas [7].

A região transmontana está localizada numa área de transição entre a influência atlântica para a continentalidade, sendo assim a precipitação no PNM diminui de oeste para este, desde 1200 mm/ano a 800mm/ano [7].

Locais de Amostragem e coletas de campo

Definiu-se a distribuição espacial e as pesquisas de campo em amostragens baseadas em duas etapas [8], de modo a estabelecer os locais para coleta das amostras de solo. A primeira etapa compreendeu a seleção aleatória de 25 unidades primárias (PU) eleitas e registradas em uma grelha regular de 1000 × 1000 m no sistema de coordenas geográficas WGS 1984 UTM 29 N [9].

Devido à grande extensão territorial buscou-se a redução dos custos associados à coleta em toda área de PU. Nesse sentido, definiu-se cinco unidades secundárias (SU) de 200 × 200 m, e estas foram distribuídas nos cantos e no centro de cada PU (Figura 1). Com essa formatação, obteve-se um número total de 125 pontos para coleta de amostras de solo, porém coletou-se apenas em 120, devido às dificuldades de acesso aos locais [9].

No centro de cada SU, coletou-se amostras de solo nas camadas 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. Estas profundidades foram definidas com base nas características pedológicas do local, que compreende essencialmente solos delgados (Leptossolos). Nas mesmas profundidades, colheram-se amostras de solo não perturbadas, de 100 cm^3, para

determinação da densidade aparente. Os locais de coleta permitiram definir cinco tipos de uso da terra distintos: agricultura, floresta, gramíneas, lameiros (pastagens) e matos.

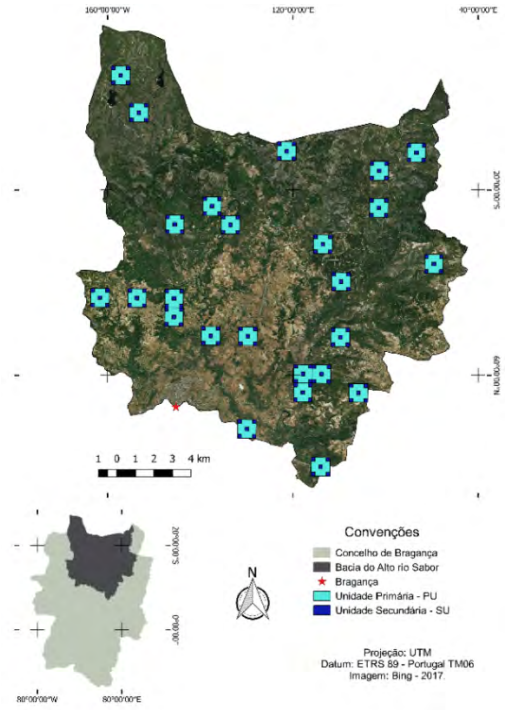


Fig. 1 - Localização da área de estudo e das unidades primárias e secundárias de coleta. Adaptado de Sil *et al.,* 2016 [9].

Quantificação laboratorial

Primeiramente, as amostras de solo foram secas ao ar, crivadas para determinação das fracções terra fina e elementos grosseiros (crivo de malha 2 mm) e analisadas quanto à concentração de carbono por combustão seca [10]. De seguida, determinou-se a quantidade de carbono orgânico no solo por unidade de área - COS (kg C m^{-2}) utilizando a equação (1) [11][12]:

$$COS = zCC(BD - 2.65 * \frac{CE}{100}) \qquad (1)$$

Onde:

CC: concentração de carbono da camada de solo mineral (g kg^{-1} ou kg t^{-1});

BD: densidade aparente da camada de solo mineral (g cm^{-3} ou t m^{-3});

z: espessura da camada de solo mineral (m);

CE: fator de correção para o conteúdo de elementos grosseiros (v v^{-1}).

Análise estatística

Comparou-se os usos do solo, classificados como agricultura, floresta, gramíneas, lameiros (pastagens) e matos, visando determinar se existe diferenças significativas entre a quantidade de carbono armazenada nos solos sob aqueles usos. Para o efeito, recorreu-se ao teste de comparação de médias Kruskal-Wallis, que se aplica a variáveis não paramétricas, utilizando-se, na realização deste teste, o *software* Bioestat 5.0.

Resultados e discussão

Os solos de floresta são os que apresentam a maior quantidade de carbono armazenado na camada superior (0-5 cm), mas estatisticamente idêntica aos dos restantes usos, com exceção da agricultura. Nas três camadas seguintes, as áreas de matos possuem a maior quantidade de carbono, e na camada mais profunda os lameiros se equiparam a estas áreas, com aproximadamente 1,5 kg m^{-2} (Fig. 2). Assim, percebe-se que o maior potencial de armazenamento dos lameiros encontra-se nas camadas mais profundas.

Com base nos resultados obtidos na comparação de médias, na camada mais superficial (0-5 cm), observa-se que os solos de uso agricola possuem uma quantidade de carbono significativamente inferior aos solos ocupados por florestas, gramineas e matos. Nas duas camadas seguintes (5-10 e 10-20 cm), os solos das florestas e das áreas de matos, continuam a mostrar quantidades de carbono significativamente superiores às das áreas agrícolas, o que pode dever-se aos sistemas agrícolas possuirem uma menor capacidade de absorção permanente de carbono, quando comparado com outros sistemas de uso da terra [13]. Não foi

observada diferenças significativas entre os usos na última camada (20-30 cm).

Globalmente, as áreas de floresta e de matos são as que armazenam maiores quantidades de carbono, o que poderá estar relacionado com menores perturbações de origem antrópica [14].

Possivelmente o manejo das florestas, para evitar o acumulo de resíduos orgânicos na superfície afim de prevenir incêndios, pode ser o motivo de nestes solos o armazenamento de carbono ser idêntico ao observado nos matos, que desenvolveram-se em áreas de agricultura abandonadas e que, provavelmente, estão passando pelos processos de sucessão ecológica.

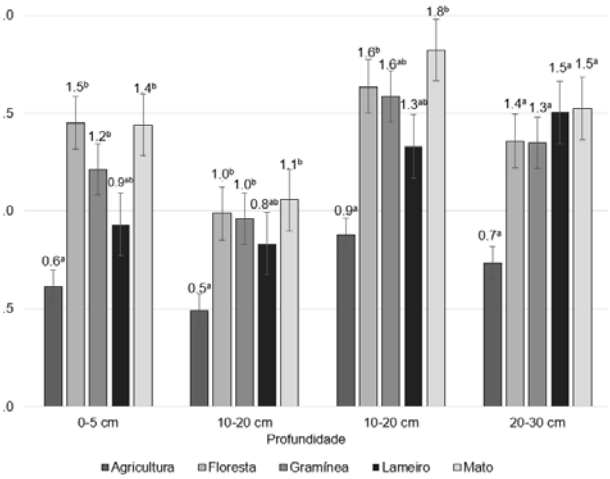


Fig. 2 - Quantidade de carbono para os diferentes usos do solo nas diferentes profundidades. Letras diferentes representam diferenças significativas entre os usos.

Conclusões

O tipo de uso da terra influenciou os estoques de carbono, verificando-se que os solos agrícolas são os que apresentam menor capacidade de armazenamento de carbono, quando comparado com os demais usos (mato, floresta e gramíneas).

Os lameiros apresentam quantidades de carbono estatisticamente idênticas ao uso onde a interferência humana é mais elevada (agricultura) e aos usos onde essa interferência é mais reduzida (floresta, gramíneas e matos), o que estará relacionado com a gestão do solo nestes sistemas.

Referências bibliográficas

[1] Rosa, R. D. S., Messias, R. A., Ambrozini, B. 2003. Importancia da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. Instituto de Química de São Carlos. São Carlos.

[2] Martins, C. R., Pereira, P. A. d. P., Lopes, W. A., Andrade, J. B. d. 2003. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre. Cadernos temáticos de Química Nova na Escola. 5. p 28-41.

[3] Lashof, D. A., Ahuja, D.R. 11090. Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming. Nature, 344. p. 529-531. Doi:10.1038/344529a0

[4] Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., Dokken, D. J. 2000. Land use, land-use change, and forestry: a special report of the IPCC. Cambridge: IPCC: Cambridge University Press. 377 p.

[5] Riebeek, H. 2011. The Carbon Cycle. Disponivel em: https://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/ acessado em 20 de janeiro de 2018.

[6] IPB/ICN. 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Estudo de Caracterização. Bragança: Ministério do Ambiente, do Ordenamento Territorial e do Desenvolvimento Regional.

[7] Koe, T. D. 1988. Flora e vegetação da bacia superior do rio sabor no Parque natural de Montesinhos. Bragança: Instituto Politécnico de Bragança.

[8] Gruijter, J., Brus, C., Bierkens, M., Knotters M. 2006. Sampling for natural resource monitoring. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

[9] Sil, A., Gonçalvez, J., Honrado, J., Azevedo, J. C., Ramos, A., Fonseca, F. 2016. Mapeamento do carbono orgânico do solo numa bacia hidrográfica de montanha. In: Comissão Editorial do VII CICS 2016 / VI CNRD. 2016. Solos e Água: fontes (esgotáveis) de vida e de desenvolvimento. Livro de Actas do VII Congresso Ibérico das Ciências do Solo (CICS 2016) / VI Congresso Nacional de Rega e Drenagem, 13-15 de setembro de 2016, Instituto Politécnico de Beja, Beja, 265 – 268.

[10] ISO. 1995. Soil quality – determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis), International Standart ISO 10694. Geneva (Switzerland). International Organization for Standardization.

[11] Percival, H. J., Parfitt, R. L., Scott, N. A. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand Grasslands is clay content important? Soil Sci Soc America J. 64:1623– 1630.

[12] Tate, K. R., Giltrap, D. J., Claydon, J. J, Newsome, P. F., Atkinson, I. A. E., Taylor, M. D., Lee, R. 1997. Organic carbon stocks in New Zealand's terrestrial ecosystems. Journal of the Royal Society of New Zealand. 27:315–335.

[13] Freedman, B. 1995. Environmental Ecology. Academic Press.

[14] Lewandowski, A. 2002. Organic matter managemente. University of Minnesota Extension. Disponivel em https://www.extension.umn.edu/agriculture/soils/soil-properties/soil-management-series/organic-matter-management/ acessado em 15 de janeiro de 2018.

¿Cómo afecta el material de partida y el tratamiento pirolítico al contenido en black carbon del biochar?

How does the starting material and pyrolytic treatment affect black carbon content of biochar?

Getino, Marina[1,2*], Lafuente, Francisco[1], Glaser, Bruno[3], Turrión, María-Belén[1,2]

[1] Dpto. de Ciencias Agroforestales, ETSIIAA de Palencia, Universidad de Valladolid, España * mgetinoalvarez@gmail.com

[2] Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. UVa /INIA, España

[3] Soil Biogeochemistry Department, Martin Luther University Halle-Wittenberg, Germany

Resumen

El biochar se compone de formas de carbono orgánico fácilmente degradables y estructuras aromáticas muy estables, black carbon (BC). Según el European Biochar Certificate, el contenido de BC debe representar 10 - 40 % del C total. El objetivo de este estudio fue determinar qué tratamiento de pirólisis da mejores resultados respecto al contenido en BC. Además, determinar qué tratamiento realizado en laboratorio produce biochar con un contenido de BC similar al realizado en campo. Se pirolizaron cuatro materiales vegetales de partida (sarmiento de vid, restos de poda de pino y encina, y mazorcas de maíz) bajo cuatro tratamientos: 400 °C, 500 °C, 600 °C_1h y 500 °C_4h. Además, se obtuvo biochar a partir de sarmiento de vid por combustión incompleta o carbonización, siguiendo un procedimiento tradicional. Se determinó el contenido de carbono orgánico total (TOC) y nitrógeno total (N). El estudio revela que los biocarbones obtenidos en laboratorio y en campo cumplen con las especificaciones de contenido en C y BC. El tratamiento de 600 °C_1h mostró las mayores concentraciones de BC referido a muestra seca y TOC, excepto para elpino. El biochar de sarmientos obtenido a 600 °C_1h fue el más parecido al obtenido en campo.

Palabras clave o Palabras clave: Biochar, black carbon, enmienda del suelo, pirólisis

Abstract

Biochar is made up of easily degradable organic carbon compounds and very stable, aromatic C structures, black carbon (BC). According to European Biochar Certificate the BC content should represent 10 - 40 % of the overall C. The aim of this study was to determine which pyrolysis treatment gives better results on BC content. As well as, to determine which treatment carried out under laboratory conditions produces biochar with similar BC content to the one performed in field. Four vegetal materials (vine canes, pruning residues of pine and holm oak, and corn cobs) were pyrolyzed under four treatments: 400 °C, 500 °C, 600 °C_1h and 500 °C_4h. Also, biochar from vine canes was obtained in field by incomplete combustion or charring, based on a traditional way. Total organic Carbon (TOC) and total Nitrogen (N) were also determined. The study reveals that biochars obtained in lab and field complied with the specifications of C and BC contents. The treatment of 600 °C_1h showed the highest BC concentrations in biochar referred to dry mass and to TOC, but for the pine residues. Vine canes biochar obtained at 600 °C_1h showed similar characteristics to the one obtained in field.

Keywords: Biochar, black carbon, soil improvement, pyrolysis

Introducción

El biochar es un tipo de carbón vegetal obtenido por pirólisis de biomasa vegetal en un ambiente limitado en O_2, que tiene como destino su aplicación al suelo [1]. Por este proceso, los compuestos orgánicos se transforman en compuestos altamente recalcitrantes, con tiempos de residencia del orden de cientos a miles de años. Debido a esta propiedad, la producción de biochar es interesante para su posterior uso como enmienda del suelo permitiendo el secuestro de C en los suelos y ayudando a la mitigación del cambio climático, al mismo tiempo que se mejoran las funciones del suelo. Las características del biochar, condicionadas entre otros factores por el material de partida y el proceso de pirólisis utilizado, determinarán sus efectos en las propiedades del suelo. Por lo tanto, es necesario aumentar las investigaciones experimentales con respecto a las variables de formación del biochar y sus efectos sobre el mismo. El C del biochar se compone de formas de C orgánico fácilmente degradables y estructuras aromáticas muy estables conocidas como black carbon (BC) [2]. Algunos autores establecen que, para ser considerado biochar de calidad, el contenido de BC de los biocarbones debe representar el 10 - 40% del total de C [3].

Existe un gran interés en obtener biochar directamente en campo a través de métodos tradicionales que simplifican su obtención y que pueden ser llevados a cabo por los propios agricultores. No obstante, es necesario conocer la calidad de dicho biochar y compararlo con el obtenido en condiciones controladas.

El presente estudio involucra dos experimentos en los cuales se estudió el contenido de BC en muestras de biochar obtenidas a partir de distintos materiales de partida y distintos procesos pirolíticos, con el fin de determinar: (1) el tratamiento de pirólisis más adecuado para diferentes materiales de partida, (2) qué tratamiento de pirólisis en laboratorio de sarmientos de vid se asemeja más en propiedades del BC a las obtenidas por el procedimiento tradicional en campo.

Material y métodos

Preparación de la muestra

Experimento 1: se diseñó a partir de 4 materiales de partida (sarmientos de vid, residuos de poda de pino (*Pinus halepensis*) y encina (*Quercus ilex*) y mazorcas de maíz (*Zea mays*). Estos materiales se cortaron en trozos de 1 cm y se mezclaron para garantizar una selección representativa de las distintas partes que los componen (hojas, ramas y cortezas para muestras de pino y encina). De cada material, se separaron 4 cantidades iguales (7g) para una posterior pirólisis, conformando un total de 16 muestras.

Experimento 2: en este caso el material de partida utilizado fueron sarmientos de vid, los cuales se cortaron (1 cm) y mezclaron para llevar a cabo la pirólisis. Se prepararon un total 7 muestras; 4 muestras pirolizadas en laboratorio y 3 muestras de campo.

Pirólisis en laboratorio (exp. 1 y 2)

La pirólisis se llevó a cabo en una mufla de 8 L de capacidad. La ausencia de O_2 se logró introduciendo una corriente suave de N_2 (1,92 L / min), el tiempo suficiente (30') para que el O_2 abandonara la mufla. Cada material de partida se pirolizó a tres temperaturas (400 °C, 500 °C y 600 °C) durante 1 h. En la temperatura de 500 °C se usó también 4 h. Durante todo el proceso, se mantuvo la corriente de N_2. Se calculó el rendimiento del proceso de pirólisis para cada muestra. Posteriormente, se calculó la cantidad de BC referida a la cantidad de muestra de material fresco mediante el método establecido por Glaser et al. (1998), explicado posteriormente.

Pirólisis de campo (exp. 2)

La pirólisis en campo se realizó a partir de la combustión incompleta o carbonización de los sarmientos de vid, siguiendo la forma tradicional de obtener el llamado "cisco" de encina, utilizado como combustible para braseros. Consistió en la

formación de una pila con los residuos, que fueron carbonizados evitando un gran desarrollo de las llamas de tal forma que la combustión de los sarmientos no fuera excesiva. Se obtuvo por tanto una pila de ascuas, cuya combustión se interrumpió mediante la adición de agua.

Determinación del contenido en BC

El contenido de BC en todas las muestras de biocarbón se determinó mediante la medición de ácidos bencenocarboxílicos como indicadores de BC, utilizando la cromatografía de gases con detección de ionización de llama [4]. El C orgánico total (TOC) y el N total (N) se determinaron mediante autoanalizador elemental LECO CHN-2000. Se calculó el BC referido a la cantidad de muestra pirolizada [g Cbc/kg muestra], al TOC [g Cbc/kg TOC] y al material fresco utilizado en pirólisis [g Cbc/kg de muestra fresca].

Análisis estadístico

Se aplicó un Modelo Lineal General (GLM) para detectar diferencias significativas en el contenido de BC. Se utilizó un test LSD para las comparaciones de tratamientos. Los datos se analizaron con el software Statgraphics Centurion XVII (2014 Statpoint Technologies, Inc).

Resultados y discusión

Experimento 1

Como puede verse en la tabla 1, todas las variables presentaron diferencias significativas en ambos factores y en la interacción. El contenido en BC por unidad de TOC, excepcionalmente, no mostró diferencias significativas por material.

Tabla 1. Resultados estadísticos del GLM: diferencias significativas de los factores tratamiento y material y su interacción para las concentraciones de BC en el biochar.

p-Value	Material	Treatment	Material*Treatment
BC (ref. dry mass)	0.0000	0.0000	0.0000
BC ref. TOC	0.1233	0.0000	0.0000
BC ref. fresh	0.0000	0.0000	0.0000

Para estudiar la interacción, representamos gráficamente la media de las concentraciones de BC en el biochar para cada material y tratamiento y sus intervalos de LSD.

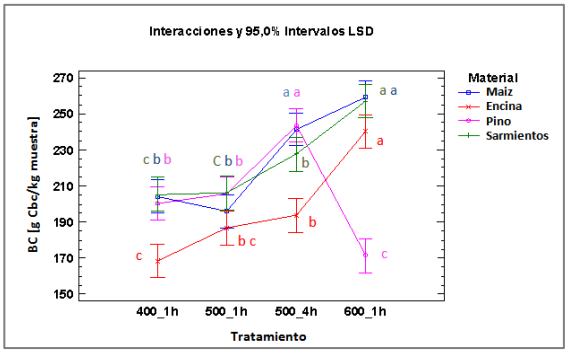


Fig. 1 – Contenido de BC expresado en g de C por kg de muestra de biochar para cada material y tratamiento de pirólisis en el laboratorio y sus intervalos de LSD. *Letras diferentes muestran diferencias significativas entre los diferentes tratamientos en los diferentes materiales.

El contenido de C del biochar fue en todos los materiales pirolizados superior al 60 % de la masa seca con un contenido de BC superior al 24 % del TOC.

Como se puede ver en la Figura 1, el contenido de BC [g Cbc/kg de muestra] aumentó con la temperatura y el tiempo en todos los materiales, excepto en el pino que presentó una fuerte caída a 600 °C_1h; será necesario realizar más estudios para explicar este inusual comportamiento. Se observaron mayores concentraciones de BC en el biochar de sarmientos de vid y encina en el tratamiento de 600 °C_1h. Los datos de contenido en BC referido al TOC y referido a la muestra fresca, mostraron una tendencia similar, presentando de nuevo, el pino un fuerte declive en el tratamiento de mayor temperatura.

El contenido de carbono orgánico del material pirolizado suele fluctuar entre el 10% y el 95% de la masa seca, dependiendo de la materia prima y la temperatura de proceso utilizada [1]. Aquellos con contenidos de carbono por debajo del 50% no se clasificarían como Biochar, sino como "cenizas de pirólisis que contienen Biochar" [2]. En nuestro caso, el %TOC fue superior al 60 % de la masa seca en todos los materiales pirolizados. En general, se observó que el %TOC aumentó con la temperatura en

todos los casos. El pino presentó una disminución para el tratamiento de pirólisis 600 °C_1h. Se observó que el %N era dependiente del material de partida, en cambio, apenas mostró diferencias entre los distintos tratamientos. Debido a la ausencia de variación en el %N, la relación TOC/N aumentó ligeramente con la temperatura. El pino fue el material con valores más altos, pero, disminuyó a 600 °C_1h.

Experimento 2

Como se ve en la Tabla 2, se encontraron diferencias significativas en los dos factores.

Tabla 2. Resultados estadísticos del GLM: diferencias significativas de los factores, tratamiento (temperatura y tiempo) y método (campo o laboratorio), para las concentraciones de BC en el biochar.

p-Value	Method	Treatment
BC (ref. dry mass)	0,0055	0,0008
BC ref. TOC	0,0052	0,0051

En la Figura 2 vemos que el contenido de BC aumenta con la temperatura, y que el tratamiento con valores más cercanos al biochar obtenido en el campo fue de 600 °C _1 h.

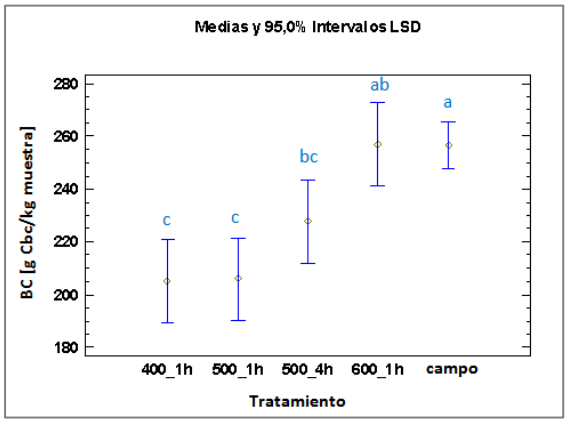


Fig. 2 – Contenido en BC del biochar frente a tratamiento pirolítico en campo o laboratorio (4 niveles). *Letras diferentes muestran diferencias significativas entre los diferentes tratamientos en los diferentes materiales.

Los datos de contenido en BC mostraron una tendencia similar referido a TOC o a muestra seca. El contenido en BC es un criterio importante para caracterizar el biochar y su estabilidad, siendo un aspecto de gran relevancia para el secuestro de C en el suelo. Este estudio ha obtenido resultados del 35 % y 25 % de BC respecto al carbono total, en campo y laboratorio, respectivamente. Estos valores están, por tanto, comprendidos dentro del 10-40 % de BC de biochar establecido por algunos autores como cantidad necesaria para tener un biochar de calidad [3]. El %TOC mostró un ligero aumento con la temperatura, pero en general todos presentaron concentraciones muy similares. Respecto al %N, éste disminuyó a medida que aumentó la temperatura, mostrando a 600 °C_1h valores prácticamente iguales al tratamiento en campo. La relación TOC/N, aumentó con la temperatura, siendo de 600 °C_1h el tratamiento más cercano al de campo.

Conclusiones

El biochar obtenido en laboratorio y en campo cumplió con las especificaciones de los contenidos en TOC y BC establecidas por el European Biochar Certificate. El tratamiento de 600 °C_1h mostró las mayores concentraciones de BC en el biochar referido a muestra seca y en el referido a TOC, excepto para los restos de pino. El biochar obtenido a 600 °C_1h en laboratorio es el que presenta contenidos en BC, TOC y N más similares al obtenido de manera tradicional en campo.

Referencias bibliográficas

[1] EBC 'European Biochar Certificate (2012) - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar'. European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. Version 6.2E of 04th February 2016.

[2] Schmidt H.P. Abiven S., Kammann C., Glaser B., Bucheli T. Lifeld J. 2012. Guidelines for Biochar Production. European Biochar Certificate.

[3] Schimmelpfennig, S., Glaser, B. 2012. One step forward toward characterization: Some important material properties to distinguish Biochar. J. Environ. Qual., 41: 1001-1013.

[4] Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. 1998. Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. Organic Geochemistry 29: 811–819.

Los factores formadores del suelo y su efecto sobre el secuestro de carbono y la estructura molecular de la materia orgánica

Factors of soil formation and its effect on carbon sequestration and molecular structure of the organic matter

Jiménez-González, Marco A.[1*], Álvarez, Ana M.[2], Carral, Pilar[2], Almendros, Gonzalo[1]

[1] MNCN (CSIC) Serrano 115 B, 28006 Madrid, Spain. *majimenez@mncn.csic.es

[2] Dpto. Geología y Geoquímica. Fac. Ciencias. UAM, Cantoblanco 28049 Madrid, Spain

Resumen

Existe actualmente una activa controversia acerca de la influencia diferencial de cada uno de los distintos factores que determinan la calidad de la materia orgánica de los suelos (MO), que se traduce en su resiliencia y estabilidad frente a la biodegradación, con su efecto derivado en sus tasas de liberación de CO_2 a la atmósfera. Con objeto de evaluar el impacto de los tradicionales factores formadores de los suelos (clima, vegetación, sustrato geológico, etc) en la estabilización y almacenamiento de carbono, se analizaron muestras de 35 suelos representativos de distintas regiones de España. La caracterización de la MO se llevó a cabo por pirólisis analítica combinada con cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC-MS). Se utilizó el análisis discriminante para evaluar el impacto de los factores de formación del suelo (definidos en el factor de clasificación) sobre la composición molecular de la MO (definida por los 181 principales compuestos de pirólisis de muestras de suelo). En una segunda etapa, y para explorar el efecto de estos factores de formación en el almacenamiento de carbono del suelo, se calcularon los niveles de significación de las diferencias entre la concentración de MO (como variable independiente) entre los diferentes grupos de suelos definidos en el factor de clasificación. La representación de las proporciones relativas de los distintos productos de pirólisis mediante diagramas de Van Krevelen permite reconocer diferencias sistemáticas en su composición, en función de la influencia ejercida por los distintos factores formadores de suelo, siendo más acusada la influencia en el orden clima > vegetación > sustrato geológico).

Palabras clave: clima, materia orgánica, roca madre, secuestro de carbono, suelo.

Abstract

There is currently an active controversy about the different influence of the factors that determine the quality of soil organic matter (SOM), which translates into its resilience and stability against biodegradation, with its effect derived in the rates of release of CO_2 into the atmosphere. In order to assess the impact of traditional soil-forming factors (climate, vegetation, parent material, etc) on carbon stabilization and storage, samples from 35 representative soils from different regions of Spain were analyzed. The characterization of SOM was carried out by analytical pyrolysis combined with gas chromatography and mass spectrometry (Py-GC-MS). Discriminant analyses were used to assess the impact of the soil forming factors (defined in the classification factor) on the chemical composition of the SOM (defined by the 181 major pyrolysis compounds from whole soil samples). In a second stage, and in order to explore the effect of the different formation factors in the soil carbon storage, the significance levels of the differences between the concentration of SOM (as independent variable) was calculated for the groups defined in the classification factor. The representation of the relative proportions of the different pyrolysis compounds by using Van Krevelen diagrams led to recognize systematic differences between the SOM composition, as a function of the influence exerted by the different soil-forming factors, with decreasing influence in the order: climate > vegetation> geological substrate.

Keywords: climate, soil organic matter, parent rock, carbon storage, soil.

Introducción

Los factores que condicionan la evolución de la materia orgánica del suelo (MO) son muy complejos. Mientras unos autores resaltan la importancia de los factores de tipo climático, otros atribuyen a la cobertura vegetal o al sustrato geológico un efecto primordial en la diversificación de los procesos de formación del suelo. Tampoco existe consenso respecto a los factores que determinan el que unos suelos almacenen más MO que otros, lo que resulta en importantes diferencias con respecto a su potencial de secuestro de carbono atmosférico.

El empleo de técnicas para la caracterización molecular, como Py-GC-MS, permite reconocer la diferente proporción de los constituyentes moleculares de la MO, que en este estudio se utilizaron como descriptores para llevar a cabo diversos análisis discriminantes considerando los distintos factores formadores de los suelos (tipos climáticos, vegetación, composición geológica) así como sus distintos órdenes de acuerdo con la clasificación vigente de suelos [1].

Material y métodos

Se tomaron muestras (0–10 cm profundidad) de 35 tipos de suelos españoles, que presentaban gran variabilidad en sus propiedades físicas y químicas, además de un amplio rango de C (10 a 150 $g \cdot kg^{-1}$).

La técnica de Py-GC-MS utilizada para la caracterización de la MO, presenta la doble ventaja de permitir el análisis directo de muestras de suelo completo, sin necesidad de aislamiento previo de sus constituyentes, y la de degradar simultáneamente los diferentes constituyentes del humus (carbohidratos, ligninas, lípidos condensados…). La pirólisis a 500 ^{o}C se llevó a cabo en un PY-2020iD (Frontier Lab Ltd., Fukushima, Japón) acoplado a un sistema de GC-MS Agilent 6890 con columna de fenilmetilsiloxano (Agilent HP-5MS 5%). Para el tratamiento estadístico y posterior representación gráfica de los resultados

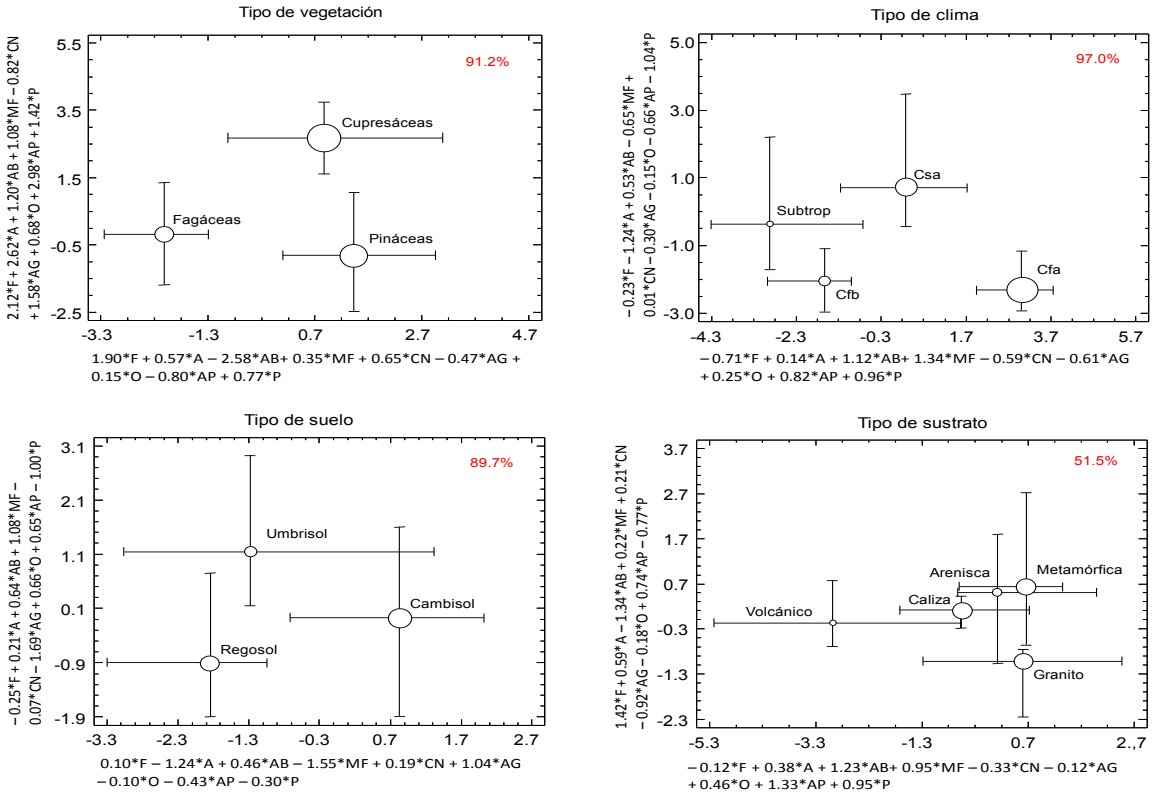


Figura 1. Resultados del análisis factorial discriminante aplicado a 35 muestras de suelos españoles, clasificadas en función de los principales factores formadores del suelo, u órdenes de los mismos. El porcentaje de suelos correctamente clasificados se muestra en las gráficas (rojo), y los coeficientes de los factores discriminantes, se representan sobre los ejes. El tamaño de los círculos situados sobre los centroides de los diferentes grupos (las barras de error muestran la dispersión de las muestras) se ha representado con un diámetro proporcional al porcentaje de carbono promedio del suelo de los correspondientes grupos. Fenoles (F), alcanos (A), alquilbencenos (AB), metoxifenoles (MF), compuestos con N (CN), ácidos grasos (AG), aromáticos policíclicos (AP) y derivados de carbohidratos (P).

en función de los factores que determinan la cantidad y calidad de C de los suelos, se aplicó un diseño experimental original, gráfico-estadístico, en diferentes etapas:

(1) Definir una serie de factores de clasificación (variables cualitativas con dos o más estados) para diferenciar los 35 suelos según su pertenencia a categorías en función de la vegetación, sustrato litológico, clima, tipo de suelo, disposición topográfica, etc.

(2) Aplicar un análisis factorial discriminante utilizando como descriptores las principales familias de productos de pirólisis de la MO (alcanos, olefinas, ácidos grasos, fenoles, metoxifenoles, derivados de carbohidratos (furanos, cetonas cíclicas), compuestos nitrogenados, compuestos aromáticos no metoxilados (alquilbencenos, hidrocarburos policíclicos, alicíclicos o aromáticos, etc).

(3) Calcular la "composición molecular promedio" de grupos de pirogramas correspondientes a suelos significativamente diferentes según los factores de clasificación, previamente evaluados. En esta etapa se consideró que el efecto de los factores formadores era tanto mayor cuanto más elevado era el porcentaje de muestras correctamente clasificadas. A su vez, se consideró que los valores absolutos de los coeficientes de los factores discriminantes, informaban acerca de los constituyentes moleculares que se acumulaban selectivamente en los diferentes escenarios contrastados. A continuación, se seleccionaron las muestras correctamente clasificadas ($P < 0.05$) y se promedió su composición molecular por grupos, calculando las medias aritméticas entre cada uno de los 181 compuestos de pirólisis de las muestras de suelos que difieren en función de las distintos factores formadores considerados. En los casos en que los factores formadores—o de clasificación—presentaban solo dos estados (Fig. 2), por ejemplo calizo vs. silíceo, angiospermas vs. gimnospermas, o árido vs. húmedo, se calcularon las diferencias entre medias de ambos grupos (para obtener un vector con valores positivos y negativos) y se calculó al mismo tiempo la *t* de Student para evaluar en que medida esas diferencias eran significativas a nivel de $P < 0.05$.

(4) Para facilitar la interpretación de las diferencias entre la composición molecular de la MO de los suelos desarrollados bajo los distintos factores formadores, se representaron, mediante el método gráfico-estadístico de Van Krevelen [2] los valores de las diferencias entre las proporciones de los 181 productos de pirólisis, en forma de un diagrama de dispersión en tres dimensiones donde las coordenadas en el plano de las moléculas individuales corresponden a sus relaciones atómicas H/C y O/C, calculadas a partir de sus fórmulas empíricas, y representando en la dimensión vertical la diferencia entre las abundancias promedio de cada compuesto en pirogramas de suelos bajo un factor formador u otro.

(5) Para discutir los compuestos de pirólisis por grupos de semejante estequiometría, se promediaron los valores de dichas diferencias mediante un algoritmo de promedios lineales móviles (3 iteraciones en matrices de rango 50), con lo que se forman zonas de diferente densidad en el espacio definido por sus relaciones atómicas [3]. Las superficies resultantes ilustran los procesos de acumulación selectiva de los constituyentes de la MO, que se han utilizado para definir su madurez. En efecto, la evolución de la MO se puede reconocer por la acumulación de constituyentes moleculares con relaciones atómicas cercanas al eje de coordenadas del diagrama de Van Krevelen, indicando progresiva desalquilación, deshidratación y aromatización [4], en tanto que los constituyentes de la biomasa vegetal y microbiana suelen corresponder a macromoléculas con relaciones H/C y O/C comparativamente más elevadas.

Resultados y discusión

El análisis discriminante (Fig. 1) mostró como la MO de los suelos presentaba diferencias sistemáticas en función de los factores formadores, siendo más elevado el número de suelos correctamente clasificados en el orden clima > vegetación > sustrato geológico> tipos de suelo).

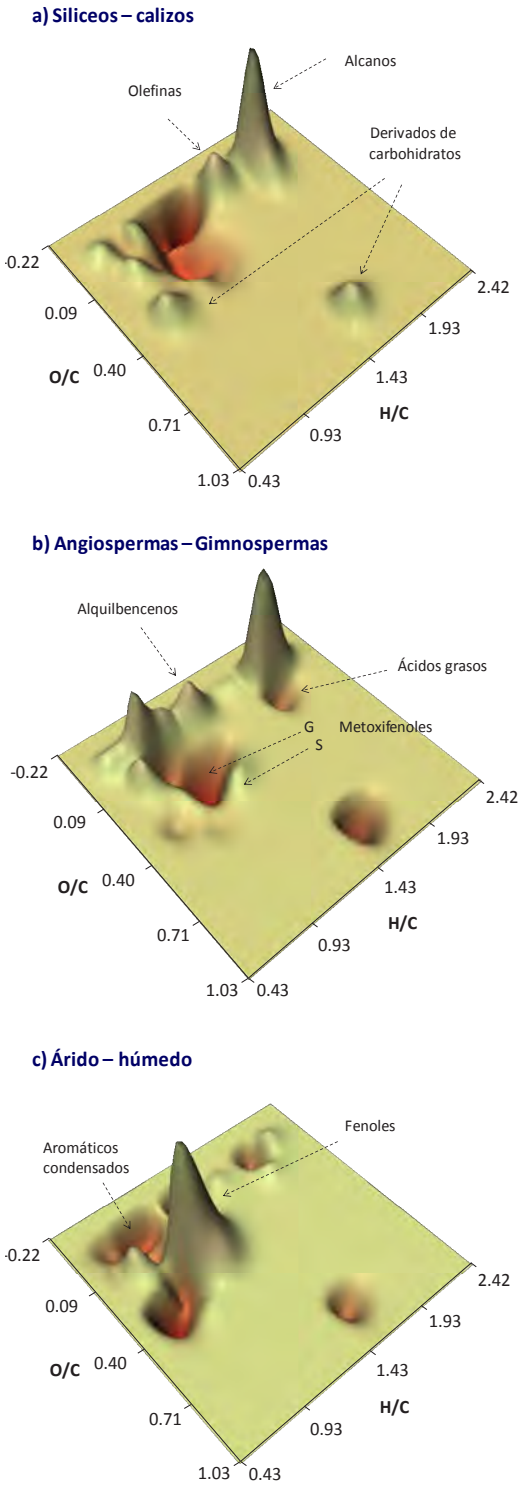


Figura 2. Representación de la composición molecular de la materia orgánica en suelos desarrollados bajo los efectos de diferentes factores formadores. Las gráficas corresponden a la sustracción de abundancias totales de moléculas obtenidas por pirólisis analítica (Py-GC/MS) de suelos clasificados en función de dichos factores, donde mediante la previa aplicación de análisis discriminante (Fig. 1) se comprueba que la proporción de dichas moléculas permite adscribir los diferentes suelos a los correspondientes grupos. Las diferencias entre abundancias totales de moléculas se muestran en el espacio definido por las relaciones atómicas H/C y O/C de los compuestos pirolíticos individuales. Los valores positivos (picos) o negativos (valles) indican, en cada caso: a) efecto del sustrato geológico: sustrato ácido (+) vs. calizo (–); b) efecto de la vegetación: angiospermas (+) vs gimnospermas (–). c) efecto del clima: árido (+) vs. húmedo (–).

El nivel de significación de las diferencias entre sus niveles de MO (Fig.1) también demostró que su potencial de secuestro de C era significativamente diferente ($P < 0.05$) en la mayor parte de los casos.

Conclusiones

Existe clara distinción en la composición molecular de la MO en función de los distintos factores formadores del suelo. Además, se observan diferencias significativas en el contenido de carbono acumulado, dependiendo de las características estudiadas. Por ejemplo, en los suelos sobre sustrato calizo o con vegetación de gimnospermas, la acumulación de carbono parece hacerse a expensas de lignina poco transformada, en tanto que según progresa la aridez del clima, la demetoxilación de la lignina y la degradación preferente de los carbohidratos da lugar a formas más recalcitrantes de MO, con predominio de constituyentes fenólicos.

Agradecimientos

Trabajo subvencionado por la CICyT (CGL2013-43845-P). Marco A. Jiménez-González agradece al Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España por su beca predoctoral (BES-2014-069238).

Referencias bibliográficas

[1] IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.

[2] Van Krevelen, DW, 1950. Graphical-statistical method for the study of structure and reaction processes of coal. Fuel 29, 269–284.

[3] Almendros, G., Tinoco, MP, de la Rosa, JM, Knicker, H., González-Pérez JA, González-Vila, FJ, 2016. Selective effects of forest fires on the structural domains of soil humic acids as shown by dipolar dephasing ^{13}C NMR and graphical-statistical analysis of pyrolysis compounds. Journal of Soil and Sediments. DOI: 10.1007/s11368-016-1595-y.

[4] Almendros, G., Hernández, Z., Sanz, J., Jiménez-González, MA, Rodríguez-Sánchez, S., González-Pérez, JA, 2018. Graphical statistical approach to soil organic matter resilience using analytical pyrolysis data. Journal of Chromatography A 1533, 164–173.

SESIÓN 4

El suelo en las estrategias de adaptación al cambio climático a la escala regional

POSTERS

Effect of Cu contamination in laboratory assessment of potential nitrification and denitrification in a vineyard soil

Efeito da contaminação de Cu na avaliação laboratorial do potencial de nitrificação e desnitrificação num solo vitivinícola

Almeida, Vanessa[1*]; Bajouco, Rui[1]; Castro, Marisa[1]; Fraga, Irene[2]; Coutinho, João[1]

[1] CQVR, Dep Biologia e Ambiente, Escola de Ciências da Vida e do Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), 5000-801, Vila Real, Portugal * valmeida@utad.pt

[2] CITAB, Dep Biologia e Ambiente, Escola de Ciências da Vida e do Ambiente, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD), 5000-801, Vila Real, Portugal.

Abstract

Long-term use of fungicides containing copper (Cu) leads to vineyard soils contamination with Cu and an accumulation of total Cu in the most surface layers of soil, where organic matter content and microbial activity are higher. The purpose of this preliminary work was to study the influence of Cu in soil nitrification and denitrification fluxes. Both potential of nitrification (PN) and denitrification (PD) were assessed with Cu addition (0, 2, 5 and 10 *mM*) and performed in a *Douro Valley* vineyard soil. Asymptotic exponential decay model were adjusted to obtained data. The remaining Cu contents in solution are lower than the original contamination levels and the percentage of Cu remaining in solution varies with the type of incubation and levels of contamination. Regarding the (de)nitrification assays, the results showed that Cu in suspension induces significant differences (p<0.001) in PN values, and (p<0.01) for PD compared with the control, although the inhibition effect in PD is lower than that observed for PN. Cu accumulation on vineyard soils seems to decrease both the risks of N-NO_3^- leaching and atmosphere N oxides gases emissions despite the negative effects that soil Cu accumulation might have on the vine metabolism and on general soil microbial activity.

Keywords: Potential of nitrification, potential of denitrification, copper contamination, vineyard soil.

Resumo

O uso continuado de fungicidas que contêm cobre (Cu) em vinhas leva à contaminação de solos, conduzindo a uma acumulação de Cu nas camadas mais superficiais do solo, mais ricas em matéria orgânica e com uma atividade microbiana mais intensa. O objetivo deste estudo preliminar foi a avaliação em laboratório do efeito da contaminação de Cu nos fluxos de nitrificação e desnitrificação. Os potenciais de nitrificação (PN) e desnitrificação (PD) foram avaliados num solo vitivinícola da Região Demarcada do Douro, com contaminação de Cu (0, 2, 5 e 10 *mM*). Os resultados obtidos foram ajustados a modelos de decaimento exponencial com assímptota. As percentagens de Cu remanescente, após incubação, são menores variando com o tipo de incubação e os níveis de contaminação. Os resultados mostram que o Cu em solução induz diferenças significativas (p<0.001) no PN, e (p<0.01) no PD, quando comparados com o controlo, embora esta inibição seja menor no PD do que no PN. A acumulação de Cu, apesar dos efeitos negativos que possa ter no metabolismo da videira e na atividade microbiana do solo, pode diminuir as perdas de N-NO_3^- por lixiviação bem como a emissão de óxidos de N para a atmosfera.

Palavras-chave: Potencial de nitrificação, potencial de desnitrificação, contaminação com cobre, solos vitivinícolas

Introduction

Soil nutrient availability is classically related with chemical aspects, in spite of the importance of biochemical and biological aspects. Therefore, it seems crucial to relate both chemical and biotic fertility of a soil, in order to increase nutritional efficiency and long-term sustainability of the agricultural systems.

Microbial activity plays a decisive role in the soil ecosystem functions, such as transformations of the different N forms. In most of the natural and agricultural terrestrial ecosystems, N is a limiting nutrient for plant growth and production. Simultaneously, N cycling in agricultural soils is related with losses by leaching and gaseous emissions, with negative environmental impacts.

Long-term use of fungicides containing copper (Cu) in vineyard areas causes increased accumulation of total Cu in the most surface layers of soil, where organic matter (OM) content and microbial activity are higher [1], leading to Cu concentrations in vineyard soils ranging from 30 up to 3200 mg Cu kg^{-1} [2]. Although a part of the Cu is chelated by OM, reducing its bioavailability in soil solution, the continuous deposition may interfere with soil biochemical and biological activities, namely in the soil nitrogen (N) cycling. Cu is an essential element for living organisms, as co-factor of several enzymes and as a redox catalyst in a variety of metabolic pathways. Nevertheless, at high concentrations, copper inhibits growth and interferes with several cellular processes, including photosynthesis, respiration, enzyme activity, protein synthesis and cell division [3]. Therefore, understanding the interference of Cu on N transformations seems to be important for a better management of N in vineyard soils.

The aim of this preliminary work was to study the influence of Cu in soil nitrification and denitrification fluxes, namely in the potential of nitrification (PN) and denitrification (PD) assessed in labora-tories, which common final product (NO_2^-) is mediated by specific enzymes: ammonia monooxygenase and hydroxylamine oxidoreductase (nitrification) and nitrate reductase (denitrification).

Material and Methods

Soil sampling and pre-treatment

PN and PD evaluations were performed in a *Douro Valley* vineyard soil. A pool of a *dystric Anthrosol* [4] subsamples (0-20 cm) was collected on a vineyard located at the University campus, Vila Real. The sample was immediately transported to the laboratory, sieved by a 2 mm mesh, homogenized and stored at 4 ºC. The soil is a silty-loam soil (122 g kg^{-1} of clay, 486 g kg^{-1} of silt and 392 g kg^{-1} of sand) derived from schist and presents a pH (H_2O) of 5.7 and an organic carbon content of 7.8 g kg^{-1}.

Cu contamination

The assay of Cu soil contamination was designed with four Cu concentrations (0, 2, 5 and 10 *mM*) which were added just previously to the incubation period of the laboratory assays. On both determinations described below, the actual Cu concentration remaining in solution in all the contamination treatments was measured by ICP-OES after an extraction with $CaCl_2$ 0.01 *M*, using the specific conditions (contact or shaking time and soil:solution ratio) of each assay.

Potential of Nitrification and Denitrification

PN was conducted at 25 °C, with substrate addition [5,6]. Incubations in three replications were performed in 100 mL *Erlenmeyer* flasks with equivalent to 5 g of dry soil and 10 mL of 2 *mM* $(NH_4)_2SO_4$, 0.1 mL of 1.5 *M* $NaClO_3$, and additionally 10 mL of contaminant solution was added to obtain final contamination of 0, 2, 5 and 10 *mM* Cu. After incubation period (5 h of agitation in an orbital shaker at 180 rpm), 5 mL of 2 *M* KCl were added and the suspension was centrifuged at 2500 rpm for 5 min.

PD was conducted at 25 °C, with substrate addition [7]. Incubations in three replications were performed in 50 mL *falcon* tubes with equivalent to 5 g of dry

soil and 4 mL of 2,4-DNP (125 μg/mL), 1 mL of 25 *mM* KNO_3 and 5 mL of contaminant solution to obtain final concentrations of 0, 2, 5 and 10 *mM* Cu. After 24 h of incubation, 10 mL of 4 *M* KCl were added and the suspension was centrifuged at 2500 rpm for 5 min.

In both methods, PN and PD were measured by the $N\text{-}NO_2^-$ content in the supernatant, quantified by the *Griess-Ilosvay* reaction, using a segmented flow analyzer (SanPlus, Skalar) with a detection limit of 4 μg L^{-1}.

Non-linear regressions (asymptotic exponential decay model) were adjusted to data of PN and PD. One-way analysis of variance was used to compare means.

Results and Discussion

The remaining Cu in the suspensions after the incubation periods in both assays (PN and PD) are presented in Figure 1.

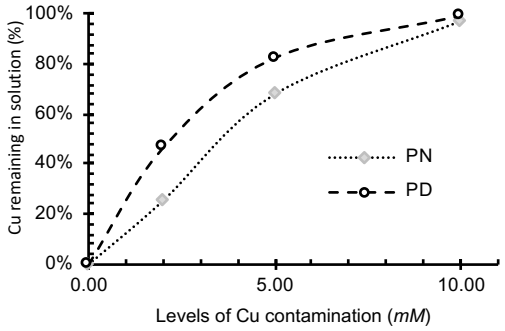


Figure 1 - Percentage of Cu remaining in solution for both evaluations (potential of nitrification and denitrification).

The remaining Cu contents in solution are lower than the original contamination levels due to Cu sorption in the organic and mineral components of the soil. Besides that, percentage of Cu remaining in solution varies with the type of incubation and levels of contamination. With PN incubation conditions, Cu remaining in solution was always lower, probably due to the continuous shaking conditions, which prevails to the higher ratio soil:solution of 1:4 and shorter time of contact (5 h), compared with PD conditions (ratio 1:2 and 24-h of contact without shaking). Moreover, and as expected, the remaining Cu in solution was lesser (46%) or much lesser (25%) for the lower contamination level, increasing to almost 100% for the higher contamination level, since sorption capacity of the soils is limited.

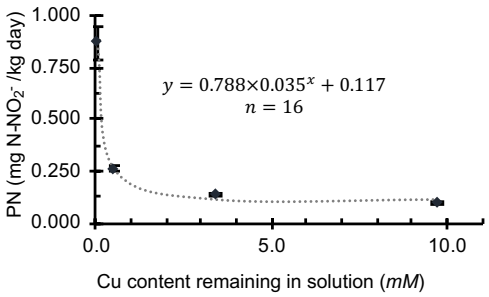


Figure 2 – Effect of Cu on the measured values of potential of nitrification.

Concerning the (de)nitrification assays, the results showed that Cu present in suspension induces significant differences (p<0.001) in PN values, with inhibitions of about 70 %, 84 % and 89 % for each level of contamination compared with the control (Figure 2). A 50 % of inhibition is established for a content of 0.27 *mM* Cu remained in solution. In a different type of soil (alkaline soil) and with the same range of Cu contamination, but without information about the Cu remaining in solution, Other author [8] reported reduction of nitrification activity (using different methods) from 1 % to 44 %, which support that soil characteristics play a decisive influence in studies of contamination of Cu.

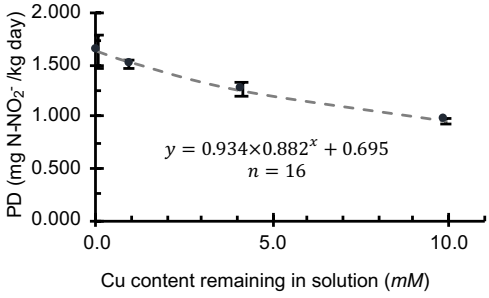


Figure 3 – Effect of Cu on the measured values of potential of denitrification.

Concerning the effect of Cu in PD values, the differences among treatments are also significant (p<0.01), although the inhibition effect is lower than that observed for PN. Measured values show reductions of 8 %, 23 % and 41 % of inhibition, compared to no addition of Cu (Figure 3). A 50 % of inhibition can be established for a content of 16.0 *mM* Cu remained in solution. Using a single Cu contamination level (7.5 *mM* Cu) and three different soils (alkaline soils with C content from 29.9 to 55.5 g kg^{-1}), but once more without reporting the actual content of Cu in solution, other authors [9] observed a PD inhibition from null to 90 %.

Conclusions

Even though the negative effects that soil Cu accumulation might have on the vine metabolism and on soil microbial activity, the Cu accumulation on vineyard soils seems to reduce both the risks of N-NO_3^- leaching and atmosphere N oxides gases emissions.

However, in studies carried out with soil metal contamination, namely with Cu, seems to be crucial the determination of their remaining content in solution, since the level of the added metal has a different repercussion in Cu solution according to soil characteristics and contamination level.

Aknowledgments

Vanessa Almeida is granted by a research fellowship BI/UTAD/INTERACT/VW/214/2016. The study was supported by the research projects VitalityWINE/INTERACT/NORTE-01-0145-FEDER-000017, and innovine&wine/ NORTE-01-0145-FEDER-000038.

References

[1] Komárek, M., Čadková, E., Chrastný, V., Bordas, F., & Bollinger, J. C. 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, *36*(1), 138-151.

[2] Ruyters, S., Salaets, P., Oorts, K., & Smolders, E. 2013. Copper toxicity in soils under established vineyards in Europe: A survey. Science of the Total Environment, 443, 470–477.

[3] Devez, A., Gomez, E., Gilbin, R., Elbaz-Poulichet, F., Persin, F., Andrieux, P., & Casellas, C. 2005. Assessment of copper bioavailability and toxicity in vineyard runoff waters by DPASV and algal bioassay. Science of the Total Environment, 348(1–3), 82–92.

[4] IUSS Working Group WRB. 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106.

[5] Dick, R.P. 2011. Methods of Soil Enzymology. Soil Science Society of America. SSSA Book Series 9. 211-245.

[6] Stevenson, F. J., & Cole, M. A. 1999. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. 2nd Edition. 191- 202.

[7] Abdelmagid, H. M., & Tabatabai, M. A. 1987. Nitrate reductase activity of soils. Soil Biology and Biochemistry, 19(4): 421–427.

[8] Lees, H. 1948. The effects of zinc and copper on soil nitrification. The Biochemical journal, 42(4): 534–8.

[9] Fu, M. H., & Tabatabai, M. A. 1989. Nitrate reductase activity in soils: Effects of trace elements. Soil Biology and Biochemistry, 21(7): 943–946.

Evaluación de las propiedades hidrológicas del suelo asistida por análisis gráfico-estadístico de datos pirolíticos de sustancias húmicas

Assessment of soil hydrological properties assisted by graphical-statistical analysis of pyrolytic data from humic substances

Álvarez, Ana M.[1*], Carral, Pilar[1], Jiménez-González, Marco A.[2], Hernández, Zulimar[1], Almendros, Gonzalo[2]

[1] Dpto. Geología y Geoquímica, Fac. Ciencias. UAM, Cantoblanco 28049-Madrid, anamaria.alvarez@uam.es.

[2] MNCN (CSIC) Serrano 115 B, 28006 Madrid.

Resumen

La fracción estable de la materia orgánica del suelo (MOS), ácidos húmicos (AHs) aislados de suelos semiáridos del centro de España, se analizaron por pirólisis analítica combinada con cromatografía de gases y espectrometría de masas (Py-GC-MS) con objeto de relacionar sus constituyentes moleculares con las propiedades hidrofísicas de los suelos: densidad aparente, porosidad, estabilidad de agregados, tasa de infiltración (parámetros *b* y *c* de la ecuación de Kostiakov) y permeabilidad. El predominio en los AHs de metoxifenoles procedentes de lignina y de compuestos alquílicos se correlacionó con la macroagregación, densidad aparente y porosidad, mientras que la conductividad hidráulica (parámetros *b* y *c* de la ecuación de Kostiakov) y la retención hídrica se correlacionaron positivamente con la proporción de compuestos aromáticos no metoxilados y negativamente con la de estructuras alifáticas hidrófobas. Los resultados sugieren que la calidad física de estos suelos constituye una compleja propiedad emergente en relación con una hidrofobicidad moderada (dominio alquílico en AHs) y baja condensación macromolecular (flexibilidad estructural) de la MOS.

Palabras clave: infiltración, materia orgánica, permeabilidad, pirólisis analítica, suelo.

Abstract

The stable fraction of the soil organic matter (SOM), humic acids (HAs) was isolated from semiarid soils in central Spain. The HAs were analyzed by analytical pyrolysis combined with gas chromatography and mass spectrometry (Py-GC-MS) and studied for its correlations with hydrophysical properties of the corresponding soils *viz.,* bulk density, porosity, aggregate stability, hydraulic conductivity (*b* and *c* parameters of the Kostiakov's equation) and infiltration rate. Pyrolytic yields of HAs showed that methoxyphenols (from plant lignins) and alkyl compounds were correlated with macroaggregation, bulk density and porosity. On the other side, hydraulic conductivity (*b* and *c* Kostiakov's parameters) and water infiltration showed positive correlation with non-methoxylated aromatic compounds, and negative with hydrophobic aliphatic structures. The results suggest that soil physical quality behaves as a complex emergent property in connection with structural surrogates for moderate hydrophobicity (alkyl domain in HAs) and low macromolecular aggregation of SOM (associated to structural flexibility).

Keywords: Analytical pyrolysis, infiltration, organic matter, permeability, soil.

Existe una considerable falta de información acerca de las relaciones existentes entre la composición molecular de la MOS y los indicadores de la calidad del mismo, en particular sus propiedades hidrofísicas. Esto es especialmente relevante en suelos mediterráneos, donde no solo la baja cantidad de MOS, sino principalmente su calidad es crucial para mantener niveles mínimos de resiliencia y funcionamiento de los ecosistemas. En este estudio, los principales descriptores moleculares de la estructura de los ácidos húmicos (AHs) se determinaron mediante pirólisis analítica (Py-GC-MS), para estudiar sus correlaciones con las propiedades físicas del suelo: densidad aparente, porosidad, estabilidad de agregados, conductividad hidráulica (parámetros *b* y *c* de la ecuación de Kostiakov), permeabilidad e infiltración del agua.

Se obtuvieron modelos quimiométricos significativos que muestran una estrecha relación entre los anteriores descriptores físicos y las abundancias totales de los 55 principales compuestos de pirólisis identificados en los AHs en 12 muestras de suelo [1]. Tras obtener la matriz de correlación (*r*-Pearson) entre los productos de pirólisis de los AHs y las propiedades hidrofísicas de los suelos, los resultados se examinaron en gráficos que muestran superficies de correlación, donde los diferentes índices (*r*-Pearson) se representan en el plano definido las relaciones atómicas H/C y O/C de los correspondientes compuestos [2]. Debido a que las coordenadas de las relaciones atómicas de las diferentes moléculas tienden a agruparse en el plano de acuerdo con su estequiometría, las zonas de mayor densidad en las superficies, en valores absolutos, indican la contribución significativa de los diferentes componentes estructurales de las macromoléculas de AHs [3].

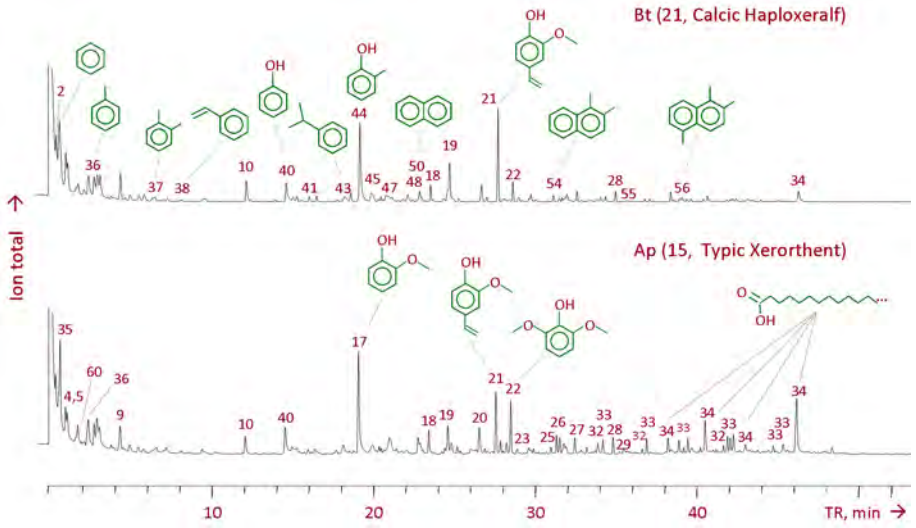


Figura 1. Cromatogramas (Py-GC-MS) de dos AHs representativos de los suelos analizados en el centro de España. Los números y fórmulas sobre los picos corresponden a los principales compuestos: *Derivados de carbohidratos:* 1: Metilpropanal; 2: Ácido acético; 3: Metilfurano; 4–5: Aldehído C_5; 6: Butanal; 7: Aldehído C_6; 8: Furanona; 9: Furaldehído; 10: Metilfuraldehído; 11: Dihidrodihidroximetilpiranona; 12: Hidroxidihidropiranona; 13: 2-Hidroximetilciclopentenona; 14: Metilciclopentanona; 15: Propanonatetrahidrofurano; 16: Guayacilacetona. *Metoxifenoles:* 17: Guayacol; 18: Metilguayacol; 19: Vinilfenol; 20: Etilguayacol; 21: Vinilguayacol; 22: Siringol; 23: Eugenol; 24: Vanillina; 25: Metilsiringol; 26: Propenilguayacol; 27: Acetoguayacona; 28: Etilsiringol; 29: Vinilsiringol; 30: Propenilsiringol; 31: Acetosiringona. *Series alquílicas*: 32: Alcadienos (olefinas); 33: Alcanos; 34: Ácidos grasos. *Compuestos aromáticos no metoxilados:* 35: Benceno; 36: Tolueno; 37: Xileno; 38: Estireno; 39,41: Alquilbencenos C_3; 40: Fenol; 42: Acetofenona; 43: Alquilbenceno C_4; 44,45,47: Metilfenoles; 46: Metilindano; 48–49: Alquilfenoles C_2; 50: Naftaleno; 51: Metilacetofenona; 52: Metilnaftaleno; 53: Alquilfenol C_3; 54: Alquilnaftaleno C_2; 55–56: Alquilnaftalenos C_3; 57,58: Alquilnaftaleno C_4; 59: Alquilnaftaleno C_5; *Compuestos con nitrógeno*; 60: Pirrol; 61: Piridina; 62,63: Metilpirroles; 64: Trimetilpirazina; 65: Pirroldiona; 66: Pirrolcarboxaldehído; 67: Pirrolidindiona; 68: Bencenoacetonitrilo; 69: Benzotiazol; 70: Metilindol.

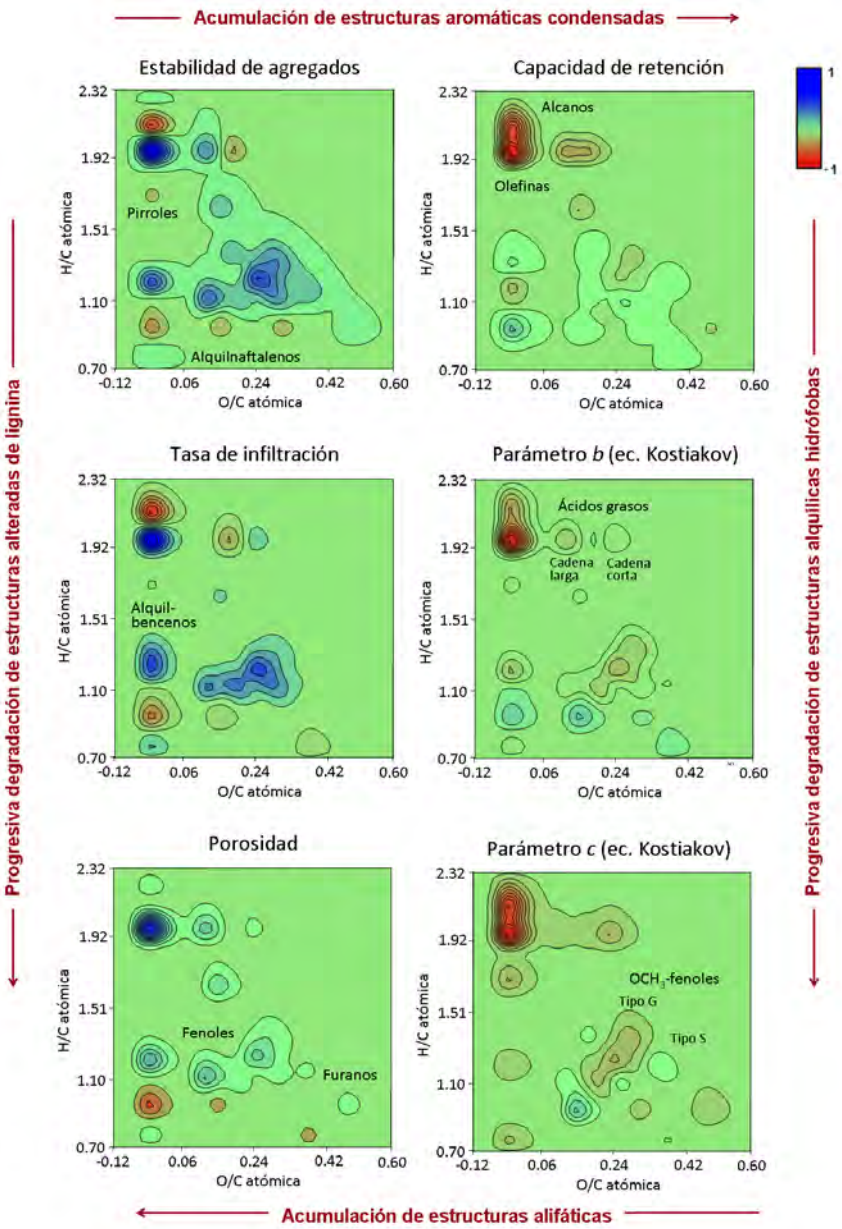


Figura 2. Gráficos de densidad de superficie mostrando la medida en que distintos constituyentes moleculares de la materia orgánica del suelo se correlacionan con diferentes propiedades físicas: Colores azules: Estructuras significativamente ($P< 0.05$) predominantes cuando la propiedad física presenta valores elevados. Rojos: cuando presenta valores bajos. Verdes: cuando su proporción es indiferente ($P> 0.05$). La gráfica muestra los valores de índices de correlación r de Pearson calculados para cada una de las variables independientes (moléculas identificadas por GC-MS) frente a las diferentes variables dependientes (propiedades físicas). Los valores se representan, de forma aglomerativa, en el espacio definido por las relaciones atómicas de los diferentes compuestos (diagrama de Van Krevelen), construyéndose los contornos tras agrupar los valores cercanos mediante el cálculo de promedios lineales móviles [4].

Estos gráficos, representados en forma de mapas de contorno (Fig. 1) permiten reconocer los constituyentes moleculares de los AHs que se encuentran en proporciones significativamente diferentes en suelos que difie-

ren en función de cada una de las propiedades físicas examinadas.

Puede hacerse una serie de consideraciones a partir de los patrones en la Fig. 1:

1) Suelos con distintas características físicas también presentan AHs con estructura molecular diferente. Aunque ello no tiene por qué implicar una relación causa-efecto, parece claro que los datos aportados por la caracterización molecular de la MOS pueden informar sobre propiedades edáficas derivadas de una compleja interacción de factores.

2) Diferentes propiedades físicas están asociadas con la presencia en el suelo de AHs con predominio de estructuras específicas. Por ejemplo, variables que dependen de la capacidad cementante de la MOS, como son la estabilidad de agregados o la tasa de infiltración, presentan valores elevados en suelos con alta concentración de MOS de origen reciente, con predominio de estructuras de lignina y de carbohidratos. Otras propiedades, como la capacidad de retención de agua o los parámetros de permeabilidad Kostiakov, se encuentran más acentuados en suelos donde los AHs presentan mayor proporción de estructuras aromáticas condensadas (policíclicas), no-metoxiladas (alquilbencenos) y con mayor contenido en grupos funcionales oxigenados reactivos (fenoles). Estas características sugieren estados avanzados de transformación de la lignina.

3) Ningún constituyente o grupo de constituyentes individuales de los AHs (como podía ser el caso de las estructuras aromáticas, tradicionalmente consideradas indicadoras de la madurez o resiliencia de la MOS) puede considerarse con una importancia primordial a la hora de predecir o justificar las propiedades físicas del suelo (como se confirma por los modelos de regresión por mínimos cuadrados parciales). Por el contrario, la varianza total de cada una de las características físicas del suelo se suele explicar mediante la contribución de diversos constituyentes estructurales de la MOS donde ninguno de ellos presenta una influencia dominante.

Esta evaluación preliminar de las diferencias estructurales entre macromoléculas de AHs en función de las características físicas de los suelos, sugiere dos grupos de variables físicas explicadas o condicionadas por la diferente hidrofobicidad de la MOS. Los valores elevados de metoxifenoles (indicadores de ligninas) y de compuestos alquílicos que predominan en la biomasa microbiana (sobre todo de cadena corta) se correlaciona con la porosidad, infiltración y estabilidad de agregados, como si estas propiedades se encontrasen asociadas con MOS de carácter moderadamente hidrófobico, mientras que la capacidad de retención de agua o los parámetros *b* y *c* de la ecuación de Kostiakov se correlacionan con la proporción de compuestos aromáticos no metoxilados.

Los resultados sugieren que la hipótesis clásica de que la MOS altamente aromática y condensada estaría asociada con una elevada calidad del mismo, no está clara en los suelos mediterráneos en cuanto a calidad física, que se comporta como una compleja propiedad emergente en relación con descriptores estructurales de hidrofobicidad moderada (dominio alquílico en AHs) y baja condensación macromolecular (posible flexibilidad estructural).

Agradecimientos

Proyecto CGL2013-43845-P subvencionado por la CICyT.

Referencias bibliográficas

[1] Álvarez, AM, Carral, P., Hernández, Z., Almendros, G. 2013. Assessment of soil organic matter molecular characteristics related to hidrophysical properties in semiarid soils (Central Spain). Arid Land Research and Management 27, 303–326.

[2] Van Krevelen, DW. 1950. Graphical-statistical method for the study of structure and reaction processes of coal. Fuel 29, 269–284.

[3] Almendros, G., Tinoco, MP, de la Rosa, JM, Knicker, H., González-Pérez, JA, González-Vila, FJ. 2016. Selective effects of forest fires on the structural domains of soil humic acids as shown by dipolar dephasing ^{13}C NMR and graphical-statistical analysis of pyrolysis compounds. Journal of Soils and Sediments. DOI: 10.1007/s11368-016-1595-y.

[4] Almendros, G., Hernández Z., Sanz J., Jiménez-González MA., Rodríguez-Sánchez, S., González-Pérez, JA. 2018. Graphical statistical approach to soil organic matter resilience using analytical pyrolysis data. Journal of Chromatography A 1533: 164–173.

La biodegradabilidad de la materia orgánica en relación con las propiedades hidrofísicas de suelos semiáridos del centro de España

Biodegradability of organic matter in terms of hydrophysical properties of semiarid soils in central Spain

Carral, Pilar[1*], Álvarez, Ana M.[1], Almendros, Gonzalo[2]

[1] Dpto. Geología y Geoquímica. Fac. Ciencias. UAM, Cantoblanco 28049-Madrid, pilar.carral@uam.es.

[2] MNCN (CSIC) Serrano 115 B, 28006 Madrid.

Resumen

Tras analizar diferentes características físicas, químicas y biológicas del suelo, se pretende identificar patrones de variables que se relacionen con la calidad hidrofísica en diferentes órdenes de suelos (Entisoles, Inceptisoles, Alfisoles) en el centro de España. Los resultados indican: i) la posibilidad, en el área de estudio, de explicar las propiedades físicas a partir de pocos indicadores subrogados relacionados con la calidad y biodegradabilidad de la materia orgánica determinada en condiciones controladas de laboratorio; ii) la posibilidad de predecir la infiltración en campo a partir de los valores de permeabilidad en laboratorio y iii) la posibilidad de clasificar con precisión los suelos semiáridos estudiados, a nivel de orden, por medio de análisis discriminante multifactorial, utilizando como descriptores un grupo reducido de variables relacionadas con la estabilidad, agregación y las tasas de mineralización de la materia orgánica del suelo.

Palabras clave: biodegradabilidad, infiltración, materia orgánica, permeabilidad.

Abstract

Different soil physical, chemical and biological characteristics were used to identify patterns of variables with a bearing on hydrophysical quality in different soil orders (Entisols, Inceptisols, Alfisols) in Central Spain. The results indicate: i) the possibility, in the study area, to explain soil physical properties from few surrogate indicators related to the quality and biodegradability of the organic matter determined in controlled laboratory conditions, ii) the possibility of predicting soil water infiltration in the field from laboratory permeability values; and iii) the possibility of accurately classifying the semiarid soils studied, at least at the order level, using multivariate discriminant analysis, selecting as descriptors a reduced group of variables related to stability, aggregation and soil organic matter biodegradation rates.

Keywords: biodegradability, infiltration, organic matter, permeability.

Introducción

Existe considerable desconocimiento sobre las variables edáficas asociadas con la calidad del suelo. El presente trabajo se centra en la determinación de la estabilidad de agregados y la velocidad de infiltración del agua en suelos cultivados, tomando como referencia las propiedades del suelo inalterado bajo la vegetación original.

Material y métodos

Zona de estudio. Se describen 9 tipos de formaciones edáficas y se analizan sus características físicas (textura, densidad aparente, porosidad y grado de agregación), químicas (fertilidad) y biológicas (dinámica de la biodegradación de la materia orgánica en condiciones controladas de laboratorio).

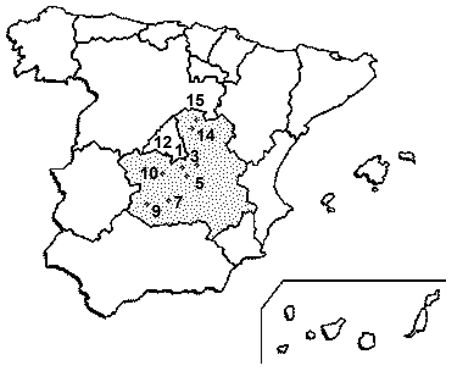


Fig. 1. Localización de los puntos de muestreo en el área de estudio (sombreado: Castilla-La Mancha).

La zona de estudio (Castilla-La Mancha, España) presenta orografía poco accidentada y altitud media de 700 m s. n. m. (Fig. 1). Litológicamente está constituida por una base paleozoica de cuarcitas y pizarras y por depósitos miocenos de origen continental, que fosilizan un relieve posthercínico que, en ocasiones, es exhumado por la erosión actual. A lo largo del Plioceno y principios del Cuaternario se produce una serie de emisiones volcánicas básicas que da lugar a cráteres, coladas y cenizas que se forman y recubren tanto el substrato paleozoico como los sedimentos miocenos.

Según la clasificación agroclimática de Papadakis, el régimen térmico es Templado Cálido, el régimen de humedad es Mediterráneo Seco y el tipo climático es Mediterráneo Templado. La zona de estudio se caracteriza por lluvias primaverales y otoñales con altas temperaturas y sequía en el estío. La temperatura media anual es de 14 °C, siendo los meses de julio y agosto los más cálidos con temperaturas medias máximas de 34 °C. El otoño queda reducido al mes de Octubre, con temperaturas medias de 14 °C, y los inviernos son más largos con temperaturas medias de 2 °C, desplazándose la primavera a mayo y junio con temperaturas medias de 15 °C.

El régimen de precipitaciones se caracteriza por sequía estival y bajas precipitaciones anuales. La precipitación en los meses de julio y agosto no sobrepasa los 30 mm, siendo además de tipo monzónico (aguaceros aislados de mucha intensidad) que casi no humedecen el suelo, ya que el agua se pierde por escorrentía superficial y por la gran evapotranspiración [2].

Análisis de laboratorio. Sobre muestras secadas al aire y tamizadas por 2 mm, se determinaron los valores de pH, conductividad eléctrica, textura, materia orgánica, carbonatos, densidad real y aparente y capacidad de intercambio catiónico, según los métodos oficiales propuestos por el USDA [3].

La tasa de infiltración final se ha determinado en los meses de junio y julio, con una precipitación media de 25 mm para junio y de 10 mm en julio, sobre suelos secos [2]. Para ello, se utilizó un infiltrómetro de doble anillo, hundiendo parcialmente los anillos en el suelo a la misma profundidad para comparar todas las medidas y llenándolos de agua entre 5 y 10 cm. Se mantuvo el mismo nivel de agua en el anillo interior y en el exterior, evitando que lleguen a secarse y se fue registrando el descenso del nivel de agua en el anillo interno (nivel de referencia) según indica la varilla de medida. Se comenzó con intervalos cortos de 1 minuto y, a medida que la infiltración se hacía constante, el intervalo de medida fue mayor. Los resultados se compararon con determinaciones en el laboratorio, en columnas de vidrio rellenas con muestras de suelo tamizada por 2 mm.

La estabilidad estructural [4] se determinó tamizando en húmedo 4 g de muestra con partículas de tamaño entre 2 y 1 mm, previamente humedecida, que se somete a inmersión-emersión durante 4 minutos, eliminándose por tamizado los agregados inestables y los elementos finos. El material que permanece corresponde a los agregados estables que, una vez secos se pesaron, determinándose su porcentaje desechando el correspondiente a la arena.

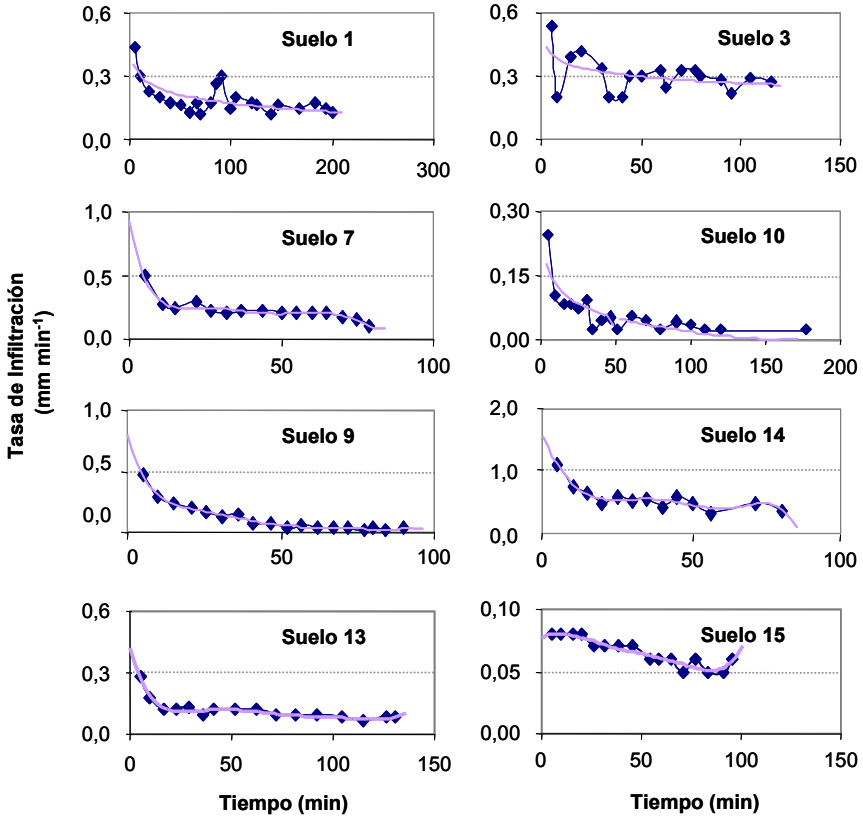


Fig. 2. Curvas de infiltración de suelos semiáridos mediterráneos del centro de España.

Además del contenido total de carbono oxidable (medida de materia orgánica del suelo, se determinó su calidad (madurez o estabilidad) tras la extracción y análisis de los ácidos húmicos mediante espectroscopía visible e infrarroja y pirólisis analítica, así como a partir de experimentos de incubación de muestras de suelo en condiciones controladas de laboratorio. Se calculó la actividad respiratoria a partir de 100 g de suelo en matraces Erlenmeyer de 250 mL, añadiendo agua destilada hasta un 75% de la capacidad de campo y midiendo el desprendimiento de CO_2 a lo largo de cuatro semanas mediante un analizador de gas Carmhograph-12 (Wösthoff).

Resultados

Los suelos estudiados presentan diferente litología y desarrollo. Se clasifican como Entisoles (suelos 13, 14 y 15), Inceptisoles (suelos 1 y 3) y Alfisoles (suelos 7, 9 y 10). El suelo 5 (referencia), se clasifica como Inceptisol, y conserva su vegetación y estructura original, mientras el resto están cultivados.

La variabilidad morfológica de los suelos se refleja en el perfil de las curvas de infiltración (Fig. 2). Algunas curvas (suelo 1) muestran picos que obedecen a la presencia de costras o discontinuidades litológicas; otras curvas (suelos 7 y 9) reflejan una gran homogeneidad en la conductividad hidráulica de los materiales del suelo.

Los valores obtenidos de la tasa de infiltración fluctúan entre 0,03 mm/min en el suelo francoarcilloarenoso con horizontes petrocálcicos y 0,57 mm/min, en el suelo francoarenoso natural tomado como referencia. A pesar de la diferente estructura del suelo, se obtuvieron correlaciones significativas entre las determinaciones de infiltración en el campo y en el laboratorio, confirmándose bajo diferentes condiciones.

La diferente tasa de infiltración que muestran los suelos se explica por el desarrollo genético y por el uso que se hace de ellos. Así, los suelos 1 y 3, clasificados como Calcixerepts, presentan diferente tasa de infiltración con respecto al 5 debido a la antropización por cultivo [5,6,7].

Discusión

La tasa de infiltración final resalta la importancia del grado y tipo de estructuración: suelos con características físicas semejantes presentan tasas de infiltración muy diferentes que son explicables por la elevada transformación antrópica [8]. En los Rhodoxeralfs (7,

9 y 10) los valores de tasa de infiltración pueden deberse a su posición geomorfológica y textura. Así, el suelo 7 sobre terraza alta tiene la mayor tasa de infiltración de los tres.
Los suelos 13 y 15 (Xerorthents) presentan baja tasa de infiltración debido al material de partida: margas carbonatadas y arcillas esmectíticas. El suelo 14 (Xerarent), sin embargo, presenta una tasa de infiltración muy alta, próxima a la del suelo de referencia, porque las labores agrícolas han producido fracturas en antiguos horizontes argílicos que han incrementado la profundidad efectiva del perfil y su conductividad hidráulica.
Los perfiles 1 y 13 presentan curvas de infiltración con la misma pendiente, aunque los suelos no son semejantes (1: Calcixerept petrocálcico y 13: Xerorthent lítico). Se puede observar que en los 30 cm superiores del perfil ambos suelos presentan un encostramiento de carbonato cálcico y yeso, y sólo de yeso, respectivamente, lo que determina la misma dinámica del agua. Salvo para los suelos 5 y 14, con elevadas estabilidades estructurales, las pendientes más altas se dan en las curvas de los Alfisoles, lo que indica alta conductividad hidráulica en el horizonte superficial, debido a sus características de porosidad, textura equilibrada y desarrollo estructural. Para el resto de los suelos las pendientes son menores: en el caso de los Inceptisoles, debido probablemente al efecto del encostramiento y la ausencia de vegetación y en el de los Entisoles, por el material originario (arcillas y margas) y por la posición fisiográfica del suelo. Es previsible que la estructura de estos suelos, aunque sea estable, esté menos desarrollada que en los Alfisoles por su menor evolución.
El análisis de la variabilidad asociada con las propiedades físicas (regresión lineal múltiple con selección automática de variables, utilizando el conjunto de descriptores de la calidad de la materia orgánica como variables independientes), sugiere que tanto el contenido en C y N como la capacidad de intercambio catiónico del suelo y la actividad biológica medida a partir de las curvas de desprendimiento de CO_2, son las variables más relevantes a la hora de predecir la estabilidad y permeabilidad de los suelos.
Por otro lado, el análisis factorial discriminante demuestra que los órdenes de suelos previamente establecidos también se diferencian significativamente entre ellos dependiendo de sus propiedades físicas y de calidad de la materia orgánica, utilizadas para su clasificación automática.

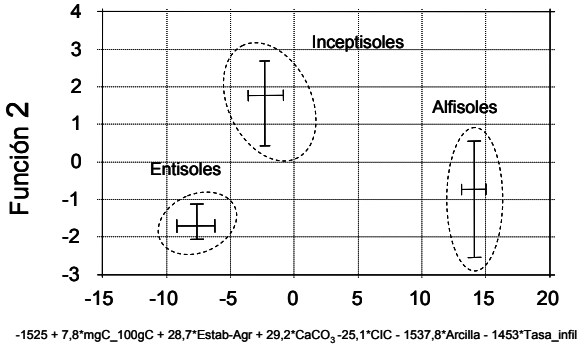


Fig. 3. Tendencias de agrupación de suelos (análisis discriminante multifactorial).

La Fig. 3 muestra como los suelos quedan clasificados en los tres órdenes principales, diferenciándose en mayor medida los Alfisoles respecto a los otros grupos. Aunque gran parte de las variables son expulsadas de los modelos por no contribuir a la inercia total del sistema, se reconoce de nuevo la elevada capacidad discriminante de la biodegradabilidad, entre las características de la materia orgánica. En efecto, los modelos de regresión múltiple indicaban que la acumulación de ligninas y de biomasa microbiana se correlacionaba con las propiedades físicas favorables en los correspondientes suelos.

Agradecimientos. Trabajo subvencionado por la CICyT (ref. CGL2013-43845-P).

Referencias bibliográficas

[1] ASTM. 2003. D3385-03. Standard test method for infiltration rate of soils in field using double-ring infiltrometer. Annual Book of ASTM Standards 04.08. Amer. Soc. Testing Materials, West Conshohocken, PA.
[2] Capel Molina JJ, 1981. Los Climas de España. Oikos-Tau. SA. Barcelona.
[3] USDA. 1972. Soil Survey Laboratory Methods and Procedures of Collecting Soil Samples. Soil investigation Report 1, Washington, DC.
[4] Kemper, WD, Rosenau, RL, 1986. Aggregate stability and size distribution. p. 425–442. In C.A. Black (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. 2nd ed.
[5] Hernández, RM, Florentino, A., y López-Hernández, D. 2000. Efectos de la siembra directa y la labranza en la estabilidad estructural y otras propiedades físicas de ultisoles en el estado Guarico-Venezuela. Agronomía Tropical 50, 9–29.
[6] Peixoto da Silva, H., Antigüedad Auzmendi, I., Morell Evangelista, I. y Puente Torres, A. 2002. II Seminario–Taller. Protección de acuíferos frente a la contaminación: Caracterización y Evaluación. La Habana, Cuba.
[7] Franzluebbers, AJ, 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. Soil & Tillage Research 66, 197–205.
[8] USDA, 1999. Keys to Soil Taxonomy. Eleventh Edition. Departamento de Agricultura de Los Estados Unidos.

La macrofauna edáfica en relación con la calidad del suelo en cultivos agroecológicos en Cuba

Soil macrofauna in relation to soil quality in agroecological crops in Cuba

Fragela, Marisol[1], Guíal, Yasiel[1], Álvarez, Jorge Luis[1], Díaz, Caridad[1], Hernández, Zulimar[2], Carral, Pilar[2*], Álvarez, Ana M.[2], Almendros, Gonzalo[3], Hernández, Alberto[4], Terry, Elein[4], García-Calderón, Norma E.[5]

[1] Universidad de Matanzas, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Agricultura, Cuba.

[2] Dpto. Geología y Geoquímica. Fac. Ciencias. UAM, Cantoblanco 28049 Madrid, Spain, pilar.carral@uam.es.

[3] MNCN (CSIC) Serrano 115 B, 28006 Madrid.

[4] Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Mayabeque, Cuba.

[5] Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Juriquilla, México.

Resumen

Se describe la macrofauna edáfica como indicador de calidad del suelo, por su capacidad de reflejar las perturbaciones causadas por el uso y manejo de este recurso natural. Se caracterizaron dos agroecosistemas contrastados (pasto y rotación de cultivos) pertenecientes a la finca agroecológica de referencia nacional “Primavera” situada en San Miguel de los Baños (provincia de Matanzas, Cuba). Se caracterizó la composición taxonómica, funcional y ecológica de la macrofauna edáfica (principalmente isópteros, lumbrícidos, coleópteros, arácnidos, larvas de dípteros y lepidópteros, gasterópodos, miriápodos e himenópteros formícidos), calculándose la densidad promedio (individuos·m^{-2}) y la abundancia relativa, comparándose los resultados de muestreos independientes llevados a cabo en 2010 y 2014. Los indicadores del nivel de impacto del uso y manejo del suelo derivados del estudio de la macrofauna edáfica mostraron resultados desfavorables en el año 2014 con respecto al año 2010 en ambos sistemas estudiados. El sistema de pasto se mantiene con un mayor número de individuos en ambos años, corroborando el efecto positivo de sistemas estables y sin perturbaciones antropogénicas. Por el contrario, el sistema bajo rotación de cultivos muestra menor biodiversidad en la macrofauna edáfica, así como propiedades agroquímicas menos favorables, cuya causa puede ser el uso de efluentes de lodos de biogás en el fertirriego.

Palabras claves: Calidad del suelo, macrofauna edáfica, uso, manejo.

Abstract

The edaphic macrofauna is described as an indicator of soil quality, due to its capacity to reflect disturbances caused by the use and management of this natural resource. Two contrasting agroecosystems (pasture and crop rotation) at the National Reference Agroecological Farm "Primavera" located in San Miguel de los Baños (Matanzas province, Cuba) are described. The taxonomic, functional and ecological composition of the edaphic macrofauna (mainly Isoptera, earthworms, Coleoptera, Arachnids, larvae of Diptera and Lepidoptera, Gastropods, Myriapods and Hymenoptera Formicidae) was characterized, calculating the average density (individuals·m^{-2}) and relative abundance, comparing the results of independent samplings carried out in 2010 and 2014. The biological indicators of the level of impact of land use and management showed unfavorable results in the year 2014 as regards 2010 in both systems studied. The pasture system showed a greater number of individuals in both years, corroborating the positive effect of stable systems without anthropogenic disturbances. On the contrary, the crop rotation system led to decreased biodiversity of the edaphic macrofauna, as well as to less favorable agrochemical properties, which could be an effect of the fertigation with biogas sludge effluents.

Keywords: Edaphic macrofauna, soil quality, soil use, soil management.

Introducción

Los integrantes de la fauna del suelo presentan las más variadas formas y constituyen los agentes principales de las fases iniciales de degradación de los residuos orgánicos, influyendo a su vez en el contenido en humus del suelo a través de sus deyecciones y restos. Mientras los microorganismos realizan funciones específicas, tales como la amonificación y nitrificación, la macrofauna ejerce una función primordial fragmentando los tejidos vegetales, si bien su población y actividad dependen en gran medida de las condiciones de acidez, materia orgánica, temperatura, humedad, labranza y enmienda de los suelos. La macrofauna es la principal responsable de la alteración e incorporación al suelo de los residuos vegetales y su estudio resulta necesario para la evaluación de niveles de impacto del uso y manejo del suelo [1].

Los ecosistemas tropicales presentan una conspicua fauna edáfica que incluye invertebrados con un diámetro mayor de 2 mm, fácilmente visibles en la superficie o el interior del suelo. Entre sus miembros se encuentran termes, lombrices de tierra, escarabajos, arañas, larvas de mosca y de mariposa, caracoles, milpiés, ciempiés y hormigas. Entre estos organismos, los escarabajos suelen ser los que presentan un mayor número de especies, si bien en abundancia predominan generalmente los termes y las hormigas, y en biomasa las lombrices de tierra [2].

Materiales y métodos

El estudio se realizó en la finca “Primavera” del productor agroecológico Hernán González, situada en Carretera Jovellanos, San Miguel de los Baños, Matanzas, Cuba, bajo un clima tropical tipo Aw según la clasificación de Köppen-Geiger.

Para este estudio se seleccionaron dos sistemas agroproductivos: “pasto” y “rotación de cultivos”. Se trabajó con la información sobre el uso y manejo histórico (de los últimos 4 años) del área en estudio, teniendo en cuenta el sistema de cultivo, las aplicaciones periódicas de enmiendas orgánicas y químicas, así como las labores agrícolas realizadas.

El área de estudio presenta un relieve ondulado y ocupa 0,75 ha. Se realiza la rotación de maíz (*Zea mays* L.) con col (*Brassica oleracea* L.) y frijol (*Phaseolus vulgaris* L). El manejo de la fertilización se lleva a cabo con aplicaciones de efluente de lodo de biogás obtenido de ganado porcino que se combinan con el riego en dosis y frecuencia variables. Su frecuencia aumenta en el período más seco. No se realizan aplicaciones de fertilizantes químicos.

Los resultados se comparan con los obtenidos en un área con igual tipo de suelo, que históricamente ha estado cubierta de pastos naturales, con un desarrollo muy pobre y con una extensión de 0,88 ha.

Figura 1: Vista del perfil del suelo bajo sistema de pastizales naturales.

Figura 2: Vista del perfil del suelo bajo sistema de rotación de cultivos.

La recolección y el cálculo de la densidad de la macrofauna edáfica se realizó según la Metodología del Programa Internacional “Biología y Fertilidad del Suelo Tropical”, TSBF [3, 4] con apoyo especializado, a través de monolitos de suelo de 25 × 25 × 30 cm distanciados al menos en 20 m, bajo un diseño que contempla la variabilidad espacial en parcelas testigo y bajo rotación de cultivos. La macrofauna se recolectó manualmente *in*

situ, a primeras horas de la mañana y se preservó en alcohol de 75° (3:1).

En general, la macrofauna se clasificó por phylum y clases, teniendo en cuenta investigaciones previas sobre sistemática y taxonomía de distintos grupos de la macrofauna [5]. Su clasificación desde el punto de vista funcional se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Lavelle [6].

Para realizar el análisis estadístico se utilizó el software Statgraphics Plus versión 10.0, realizando la descripción de las muestras y una comparación entre medias a través de una prueba de hipótesis.

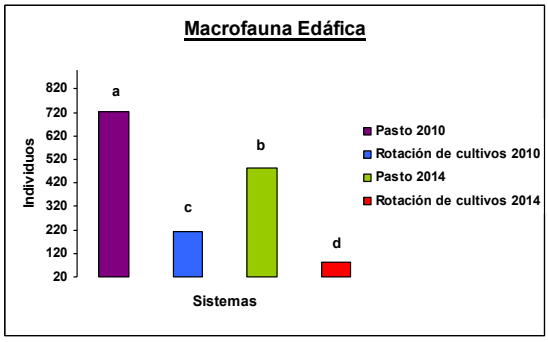


Figura 3. Total de individuos de la macrofauna edáfica por años y sistemas de estudio. Distintas letras indican diferencias estadísticamente significativas para *P*< 0,05.

Resultados y discusión

En la Figura 3 se muestran diferencias significativas en el total de individuos de ambos sistemas. Los valores más representativos se corresponden con el pasto en ambos años, lo que podría ser debido, según Castro [7], al hecho de que el suelo está cubierto, lo que lo hace menos vulnerable a la desecación y la erosión, e incrementa el número de invertebrados.

Sin embargo, los resultados obtenidos en el sistema de rotación de cultivos para ambos años son significativamente inferiores, lo que podría deberse a que los sistemas de producción intensivos influyen en la disminución de las comunidades de macrofauna, al permanecer mucho tiempo el suelo total o parcialmente desnudo y por una reducción de la vegetación.

Por otra parte, el uso intensivo del suelo en la explotación agrícola disminuye las poblaciones de las distintas comunidades de los organismos del suelo como consecuencia de la destrucción física de los hábitats y la reducción del alimento y de la materia orgánica del suelo [8].

Tabla 1: Número de individuos por grupos funcionales en sistemas de pasto y de rotación de cultivos (2010)

COMPOSICIÓN FUNCIONAL	INDIVIDUOS EN PASTO	INDIVIDUOS EN ROTACIÓN DE CULTIVOS
Ingenieros del suelo	30	26
Detritívoros	23	20
Herbívoros	331	99
Depredadores	339	66
Total	723	211

Tabla 2: Número de individuos por grupos funcionales en sistemas de pasto y de rotación de cultivos (2014)

COMPOSICIÓN FUNCIONAL	INDIVIDUOS EN PASTO	INDIVIDUOS EN ROTACIÓN DE CULTIVOS
Ingenieros del suelo	63	15
Detritívoros	16	4
Herbívoros	20	18
Depredadores	385	45
Total	471	82

Conclusiones

Puede hacerse una serie de consideraciones a partir de los estudios realizados:

1) El nivel de impacto del uso y manejo del suelo a partir del estudio de la macrofauna edáfica, muestra resultados desfavorables en el año 2014 con respecto al año 2010 en ambos sistemas estudiados.

2) El sistema pasto se mantiene con un mayor número de individuos en ambos años, corroborando el efecto positivo de los sistemas estables y sin perturbaciones antropogénicas, pero sin manifestarse un posterior desarrollo y proliferación de la macrofauna edáfica por disminución de algunas propiedades químicas, como causa posible de un mal manejo.

3) Las parcelas bajo sistema rotación de cultivos muestran una disminución significativa en los indicadores proporcionados por el estudio de la macrofauna edáfica, así como un detrimento en los niveles de fertilidad química. Estos efectos pueden atribuirse al uso de efluentes de lodo de biogás para el fertirriego.

4) La densidad promedio (individuos·m^{-2}), así como el total de individuos muestreados presentó valores superiores en el sistema testigo para ambos años, con disminución en 2014.

5) Los estudios realizados en el año 2014 relacionados con la composición taxonómica y funcional de la macrofauna edáfica muestran la aparición de las clases Oligochaeta y Myriapoda en ambos sistemas de estudio.

6) Las excesivas aplicaciones de efluentes de lodo de biogás en el fertirriego durante el año 2010, así como su uso en el año 2014 en el sistema de rotación de cultivo, se asocia con unos efectos desfavorables que afectan el desarrollo de la macrofauna edáfica del suelo.

Referencias bibliográficas

[1] Ruiz, N., Martín, N., Paneque, V., Febles, JM. 2006. Estrategia Agroecológica para el Manejo y Protección de los Suelos de la Unidad Básica de Producción Cañera "Rubén Martínez Villena". VI Congreso Sociedad Cubana de la Ciencia del Suelo (16:2006 mar.8–10: La Habana). Memorias. CD-ROM. Sociedad Cubana de la Ciencia del Suelo, ISBN 959-7023-35-0.

[2] Gizzi, AH, Álvarez-Castillo HA, Manetti, PL, López, AN, Clemente, N., Studdert, G. 2009. Caracterización de la meso y macrofauna edáfica en sistemas de cultivo del Sudeste Bonaerense. Ciencia del Suelo 27, 1–9.

[3] Anderson, JM, Ingram, JSI. 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. CAB International, Wallingford, UK, 221 pp.

[4] Lavelle, P., Senapati, B., Barros, E. 2003. Soil macrofauna. In: G. Schroth & F. L. Sinclair (Eds.). Trees, crops and soil fertility. Concepts and research methods. pp. 303–323. CABF Publishing, UK.

[5] Brusca, RC, Brusca, GJ, 2003. Invertebrates. 2ª Edición. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. xix + 936 pp. ISBN 0–87893–097–3.

[6] Lavelle, P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology 42: 3–15.

[7] Castro, L., 1995. Efecto del uso agrícola y el barbecho sobre los contenidos de biomasa microbiana de Ultisoles y Andisoles de Costa Rica. Agronomía Costarricense 19: 59–65.

[8] Ruiz, N., Lavelle, P., Jiménez, J. 2008. Soil Macrofauna Field Manual. Technical Level. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, 101 p.

Calculadora de absorciones *ex ante* de CO_2 en el País Vasco (biomasa y suelo)

CO_2 ex ante absorptions calculator in the Basque Country (biomass and soil)

Del Hierro, Oscar[1*]; Artetxe, Ainara[1]; Gartzia Bengoetxea, Nahia[1]; Arias, Ander[1]; Gómez, Mari Luz[2]; Castillo, Carlos[2]; Barquín, Marian[2]

[1]NEIKER-Tecnalia, Departamento de Conservación de Recursos Naturales, c/ Berreaga 1, 48160 Derio.

[2]Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Ihobe, S.A. c/ Alameda de Urquijo, 36-6ª Planta. 48011 Bilbao.

*odelhierro@neiker.eus

Resumen

Tal y como se indica en el quinto informe de evaluación del IPCC, es importante y necesario reducir las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI). En este sentido, la mitigación supone la reducción de las concentraciones de GEI, ya sea mediante la reducción de las fuentes emisoras o mediante aumento de su almacenamiento. De acuerdo con esto, desde el MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) se está trabajando en el desarrollo de un Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de CO_2. El citado Registro se apoya en una serie de herramientas que faciliten los cálculos al usario. Entre ellas dispone de una calculadora de absorciones de CO_2 *ex ante*, que estima la retirada de CO_2 de la atmósfera mediante su fijación por parte de formaciones forestales durante la fotosíntesis. En el caso del Gobierno Vasco (GV), se ha partido de la herramienta elaborada por el MAPAMA, incrementando el número de proyectos inscribibles y considerando, además, las absorciones realizadas por el suelo. El usuario dispone finalmente de información sobre la cantidad de absorciones de CO_2 que puede registrar en la iniciativa del MAPAMA y/o del GV.

Palabras clave: mitigación, calculadora *ex ante*, absorción de CO_2, Registro, MAPAMA.

Abstract

As indicated in the Fifth Assessment Report (AR5) of the IPCC, it is important and necessary to reduce the emissions of Greenhouse Gases (GHG). In this sense, mitigation implies the reduction of GHG concentrations, either by reducing the emission sources or by increasing their storage. According to this, MAPAMA (Ministry of Agriculture, Fisheries, Food and Environment) is working on the development of a Carbon Footprint Registry, offsetting and CO_2 absorption projects. The aforementioned Registry is based on a series of tools that facilitate calculations to the user. Among them, it has an *ex ante* CO_2 absorptions calculator that estimates the removal of CO_2 from the atmosphere through its fixation by forest formations during photosynthesis. In the case of the Basque Government (GV), the tool developed by MAPAMA was used, increasing the number of registrable projects and also considering the removals made by the soil. The user finally has information on the amount of CO_2 removals that can be registered in the MAPAMA and/or GV initiative.

Keywords: mitigation, *ex ante* calculator, CO_2 absorption, Registry, MAPAMA.

Introducción

Tal y como se indica en el quinto informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC), es importante y necesario reducir las emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI). Así, dedica un volumen a evaluar de manera exhaustiva y transparente todas las opciones de interés para atenuar o evitar las emisones de GEI, así como un repaso a las actividades que reducen sus concentración en la atmósfera [1].

En este sentido, desde el MAPAMA (Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) y en un marco general de reducción de emisones GEI de los sectores difusos se está trabajando en la creación y en el desarrollo de un "Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de CO_2" [2]. En el marco de la citada iniciativa se han desarrollado una serie de herramientas que faciliten los cálculos a los potenciales usuarios. Así, entre otras, se ha desarrollado una calculadora de absorciones de dióxido de carbono *ex ante*, que estima la retirada de CO_2 de la atmósfera mediante su fijación por parte de formaciones forestales durante la fotosíntesis [3].

Para el ámbito de la CAPV (Comunidad Autónoma del País Vasco), dicha calculadora ha sido la base sobre la que se ha elaborado una nueva herramienta de calculo mejorada para la inscripción de proyectos en el "Registro de actividad con incidencia medioambiental de la CAPV" (dependiente del Gobierno Vasco), por cuanto:

(i) aumenta el número de tipologías de proyectos inscribibles en el Registro (a las repoblaciones forestales con cambio de uso del suelo, y a las actuaciones en zonas forestales incendiadas para el restablecimiento de la masa forestal existente, se unen proyectos con cultivos herbáceos anuales, cultivos perennes y proyectos que incluyan a praderas y matorrales), e;

(ii) incorpora, a las absorciones por parte de la biomasa, las absorciones de CO_2 procedentes del suelo.

El desarrollo de esta calculadora de la CAPV ha sido financiada por Ihobe en el marco de la convocatoria "Proyectos 2016 de la Estrategia de Cambio Climático del País Vasco KLIMA 2050", dentro de un proyecto que perseguía elaborar una metodología práctica y sencilla, que guíe la inscripción y seguimiento de un proyecto de absorción de CO_2 en el Registro de actividades con incidencia medioambiental de la CAPV.

El objetivo del presente trabajo es describir la calculadora de absorciones *ex ante* de CO_2.

Material y métodos

Para la elaboración de la calculadora de CO_2 se han tomado como base: la calculadora de absorciones de dióxido de carbono *ex ante* elaborada por el MAPAMA [3], la Directiva 2009/28/CE (Metodología de la Decisión de la Comisión de 10 de Junio de 2010 sobre directrices para calcular las reservas de carbono en suelo a efectos del Anexo V) [4], el Volumen 4 del IPCC 2006 [5] y la publicación "Sumideros de carbono de la CAPV: capacidad de secuestro y medidas para su promoción" [6].

Resultados y discusión

Tal y como se refleja en la Figura 1, la calculadora de absorciones *ex ante* de CO_2 de la CAPV (biomasa y suelo), consta de una pantalla inicial donde se presenta al usuario el contenido, así como una serie de instrucciones para la cumplimentación: 1- Datos generales del proyecto; 2- Cálculo de absorciones: biomasa aérea; 3- Cálculo de absorciones: suelo; 4- Resultados CO_2: absorciones futuras disponibles para compensar *ex ante*; 5- Registro de las absorciones en los Registros IHOBE – MAPAMA; 6- Anexo: factores de absorción por especie forestal.

Fig. 1 – Interfaz inicial de la calculadora de absorciones *ex ante* de CO_2 a través de la cual se guía al usuario a través de los diferentes apartados de los que consta.

Se realiza, a continuación, un recorrido a través de los contenidos presentados. Como se refleja en la Figura 2, el usuario accede a la pestaña "Datos generales del proyecto", desde donde debe obligatoriamente cumplimentar una serie de campos: promotor del proyecto; C.I.F; nombre del proyecto, provincia, municipio, tipo de suelos, periodo de permanencia y uso y manejo del suelo actual y futuro. Debe, además, cumplimentar la referencia catastral de la parcela, y las superficies de la parcela y del proyecto, así como la fecha de inicio del proyecto. La herramienta calcula internamente la región climática en la que se sitúa el proyecto (templado seco o templado húmedo).

En cuanto al periodo de permanencia, éste representa los años durante los cuales el promotor se compromete a gestionar el proyecto y a garantizar su perduración, ya que la absorción de CO_2 por parte de la biomasa y del suelo puede tener un carácter más o menos duradero. Así, para la inscripción en el Registro del GV, el periodo de permanencia ha de ser igual o superior a 30 años para proyectos de forestación, reforestación o de gestión forestal; si es otro tipo de proyecto, ha de ser igual o superior a 10 años.

Hay que recalcar que, para la inscripción del proyecto, es condición *sine qua non* que el usuario disponga de analítica propia del suelo (materia orgánica y densidad aparente).

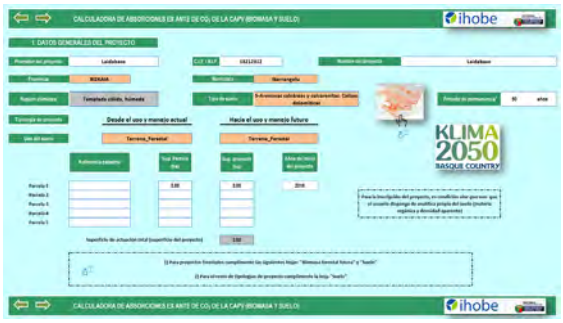


Fig. 2 – Datos generales del proyecto de obligada cumplimentación por parte del usuario.

Posteriormente, la herramienta muestra la pantalla para el cálculo de absorciones de CO_2 diseñada por el MAPAMA, distinguiéndose entre dos opciones: Opción A: Repoblaciones sin aprovechamiento maderero o de aprovechamiento no intensivo; Opción B: Repoblaciones de aprovechamiento intensivo, cortas a hecho. Para la primera opción, el usuario debe seleccionar la especie forestal, el año de plantación y el número de pies objetivo (teniendo en cuanta las marras, la tasa de mortalidad y las cortas previstas en el plan de gestión), calculando internamente la calculadora las absorciones unitarias por especie (t CO_2) y las absorciones totales (t CO_2). Las absorciones calculadas se corresponden con la estimación de las absorciones que se espera obtener desde el año en que se produce la plantación hasta el término del periodo de permanencia.

Después (Figura 3), el usuario debe seleccionar la especie forestal o el tipo de vegetación (cultivo anual, perenne, pradera o matorral), así como el manejo del suelo y los insumos que recogen factores que inciden en la absorción de CO_2 por parte de la biomasa y del suelo. Estos factores se seleccionan mediante desplegables y han sido desarrollados a partir del juicio de experto de investigadores de Neiker y de referencias bibliográficas [4] [5] [6].

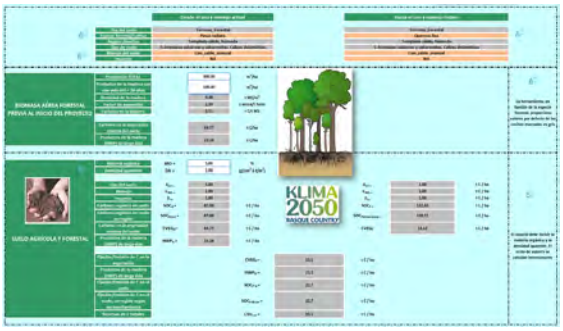


Fig. 3 – Interfaz de la calculadora para la estimación de las absorciones de CO_2 por parte del suelo.

Finalmente, el usuario accede a la pestaña “Registro IHOBE-MAPAMA” en la que además de un resumen del proyecto de absorción, se muestran al usuario las reservas totales (t CO_2), las absorciones futuras disponibles, así como la bolsa de garantía, tanto para el “Registro de actividad con incidencia medioambiental de la CAPV” (GV), como para el “Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de CO_2” (MAPAMA).

Fig. 4 – Interfaz que cuantifica las fijaciones que se pueden inscribir en cada uno de los Registro de absorciones de CO_2 (del GV y del MAPAMA).

Conclusiones

Como resultado del proyecto se ha elaborado una herramienta de cálculo, sencilla y amigable, que guía al usuario hacia la inscripción y seguimiento de un proyecto de absorción de CO_2, diferenciando las absorciones inscribibles tanto en el “Registro de actividades con incidencia medioambiental de la CAPV” (GV), como en el “Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de CO_2” (MAPAMA). La citada herramienta mejora la desarrollada por el MAPAMA por cuanto tiene en cuenta, además de las fijaciones realizadas por la biomasa aérea (en función de las absorciones estimadas a los 30 años), las fijaciones de carbono por parte del suelo.

Agradecimentos

Este estudio ha sido posible gracias a la financiación de la Sociedad Pública de Gestión Ambiental del Gobierno Vasco, Ihobe, en el marco de la convocatoria de Proyectos 2016 de la Estrategia de Cambio Climático del País Vasco KLIMA 2050.

Referencias bibliográficas

[1] IPCC. 2014: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

[2] Registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción: información accesible en goo.gl/Sda9Du

[3] Calculadora de absorciones de dióxido de carbono *ex ante*: disponible en https://goo.gl/u5uBBf

[4] DECISIÓN DE LA COMISIÓN de 10 de junio de 2010 sobre directrices para calcular las reservas de carbono en suelo a efectos del anexo V de la Directiva 2009/28/CE [notificada con el número C(2010) 3751] (2010/335/UE): disponible en https://www.boe.es/doue/2010/151/L00019-00041.pdf

[5] IPCC 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Publicado por: IGES, Japón.

[6] Neiker. 2014. Sumideros de carbono de la CAPV: capacidad de secuestro y medidas para su promoción. Editado por el Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Enlace para su consulta y descarga en: https:\\goo.gl/9wycoz.

Caracterización molecular de la fracción orgánica del suelo Glomalina Fácilmente Extraible (GFE)

Molecular characterization of the soil organic fraction Easily-Extractable Glomalin (EEG)

Lozano, Elena[1†], Mataix-Solera, Jorge[1], Arcenegui, Victoria[1], González-Vila, Francisco J. González-Pérez, José A.[2*],

[1] GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, 03202 Elche, Alicante, Spain.

[2] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS, CSIC) Av. Reina Mercedes, 10, 4012 Sevilla, Spain,

* jag@irnase.csic.es; † Ausente

Resumen

Glomalina Fácilmente Extraible (GFE) es un término operacional aplicado a una fracción orgánica del suelo que se supone contiene principalmente proteínas del suelo relacionadas con glomalina (PSRG), una glicoproteina abundante en los suelos y producida en las hifas y esporas de hongos micorrícicos arbusculares (HMA). La fracción GFE es la más inmunoreactiva al anticuerpo monoclonal MAb32B11 de glomus y está relacionada con características relavantes de los suelos, como su estabilidad y resiliencia a la degradación, formación de agregados y estabilización de carbono orgánico. En este estudio realizamos una caracterización molecular detallada “fingerprint” de los productos de pirólisis de la fracción GFE extraidas de un suelo mediterráneo bajo diferentes cubiertas vegetales, afectado y no afectado por un incendio y en distintas épocas del año. Se identificaron un total de 139 compuestos que se agruparon dependiedo de su probable origen biogénico. Se observa escasa variación entre muestras, indicando que la GFE es una fracción estructuralmente estable, compuesta principalmente de polisacáridos (42 ± 5 %), compuestos aromáticos no específicos (24 ± 3 %) e hidroaromáticos (12 ± 3 %). El 20 % restante lo componen hidrocarburos policíclicos aromáticos (8 %), lípidos (7 % ácidos grasos y pares alcano/alqueno), lignina (5 %) y derivados de proteina/péptidos (2 %).

Palabras clave: materia orgánica, glomalinas, PSRG, pirólisis analítica, Py-GC/MS

Abstract

Easily Extractable Glomalin (EEG) is an operational term applied to an organic fraction of the soil supposed to contain mainly glomalin-related soil proteins (GRSP), a glycoprotein abundantly found in soils that is produced in the hyphae and spores of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). The EEG fraction is the most immunoreactive to glomus monoclonal antibody MAb32B11 and is related to relavant soil characteristics, such as its stability and resilience to degradation, formation of aggregates and stabilization of organic carbon. In this study we carried out a detailed molecular characterization "fingerprint" of the pyrolysis products of the GFE fraction extracted from a Mediterranean soil beneath different plant covers, affected and not affected by fire and at different times of the year. A total of 139 compounds were identified and grouped according to their probable biogenic origin. There is little variation between samples, indicating that the EEG is a structurally stable soil organic fraction, composed mainly of polysaccharides (42 ± 5%), non-specific aromatic compounds (24 ± 3%) and hydro-aromatics (12 ± 3%). The remaining 20% contains aromatic polycyclic hydrocarbons (8%), lipids (7% fatty acids and alkane/alkene pairs), lignin (5%) and protein/peptide derivatives (2%).

Keywords: organic matter, glomalins, GRSP, analytical pyrolysis, Py-GC/MS

Introducción

La glomalina es una glicoproteína abundante en los suelos producida en las hifas y esporas de hongos micorrícicos arbusculares (HMA). Está relacionada con características relevantes de los suelos, como su estabilidad y resiliencia a la degradación, formación de agregados y estabilización de carbono orgánico [1]. Glomalina Fácilmente Extraible (GFE) se refiere a un término operacional aplicado a una fracción orgánica del suelo que, por ser la más inmunoreactiva al anticuerpo monoclonal MAb32B11 frente a esporas del HMA *Glomus intraradice*s, se supone contiene principalmente las proteínas del suelo relacionadas con glomalina (PSRG) [2]. En este estudio realizamos una caracterización molecular detallada "fingerprint" de los productos de pirólisis de la fracción GFE extraidas de un suelo bajo diferente cobertura vegetal (pino carrasco vs matorral mediterráneo), afectadas y no afectadas por incendio y en distintas épocas del año.

Material y métodos

Se estudian 16 muestras de GFE extraídas de un suelo bajo distintas coberturas vegetales, afectado y no por un incendio forestal en Gorga (NE Alicante). Más información sobre el muestreo y de la extracción se detallan en [3]. En resumen, se tomaron muestras compuestas de los primeros 2.5 cm del horizonte mineral (A) bajo cubierta de pino y de matorral, inmediatamente después de un incendio forestal (julio 2011), y a los 4, 8 y 12 meses después del fuego. Se muestrean también suelos adyacentes con similares características, pero no afectados por el incendio. La fracción GFE se extrajo de 0.25 g de fracción tierra fina con 2 ml de solución tampón (pH 7.0) de ácido cítrico en un autocalve a 121 ºC por 30 min. Las muestras se centrifugan y el sobrenadante que contiene las PSRG (comprobado medinte test de Bradford) se liofiliza antes de su análisis.

Entre 1 y 2 mg de GFE liofilizada se piroliza en un instrumento de microhorno a 500 ºC (Frontier Lab PY2020iD). Las condiciones y detalles de la pirólisis analítica se describen en [4]. Los productos de pirólisis se transfiren directamente mediante flujo de He a un cromatógrafo de gases (Agilent GC6890) para su separación en una columna cromatográfica capilar apolar (HP-5MS). Finalmente, la estructura química de los fragmentos de pirólisis de GFE se determina mediante espectrometría de masas (Agilent MSD5973) y los espectros de masas se adquirieron a una energía de ionización de 70 eV.

Resultados y discusión

La pirólisis analítica de la fracción GFE produjo cromatogramas complejos. En la Fig. 1 se muestra un ejemplo de un cromatograma típico de GFE. Se identificaron un total de 139 productos de pirólisis que, atendiendo a su naturaleza química u origen biogénico, pudieron agruparse en ocho grupos distintos: derivados de polisacáridos (PS); de ligninas y polifenoles (LIG); de proteína y polipéptidos (PRO); compuestos aromáticos de orígen incierto (ARO); hidroaromáticos (HAR); lípidos (LIP); hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) y terpenos (TER).

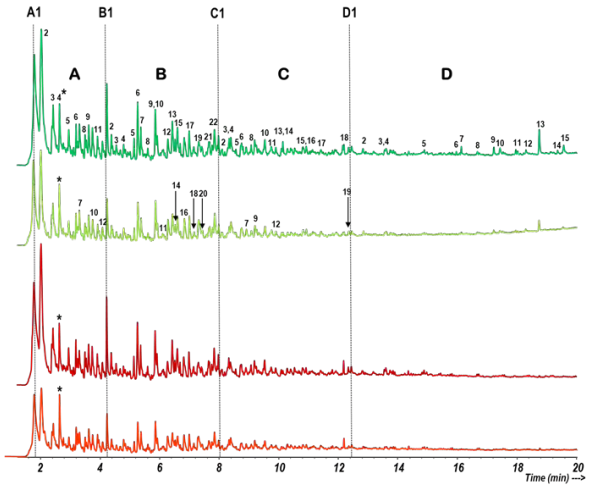
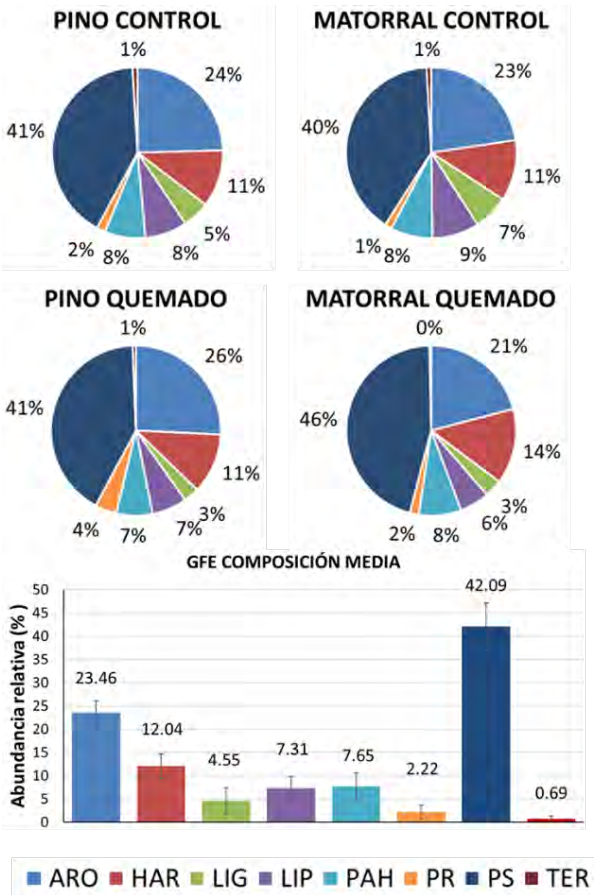


Fig. 1. Ejemplo de pirogramas obtenidos de la fracción del suelo GFE.

Llama la atención la gran simiitud entre los pirogramas de las distintas GFE extraídas del suelo bajo distinta vegetación, afectados o no por el fuego y en diferentes momentos a lo largo de un año después

del incendio. No se encuentran diferencias significativas entre los porcentajes relativos de los principales grupos de compuestos de pirólisis.

Encontramos que la fracción GFE está compuesta mayoritariamente por PS (42 ± 5 %) principalmente ciclopentadieno, ciclopentanonas y alquil-derivados, ARO (24 ± 3 %) principalmente benceno y fenol y alquil-derivados, HAR (12 ± 3 %) principalmente indano y alquil-derivados. El 20 % restante lo componen PAH (8 %) destacando los de orígen natural cómo el reteno y pirogénicos de hasta tres anillos bencénicos y sus alquil-derivados, LIP (7 %) principalmente ácidos grasos y pares alcano/alqueno de cadena corta, LIG (5 %) como guaiacol y PR (2 %) principalmente heterociclos de N como pirrol y alqui-derivados. Entre los TER encontramos componentes típicos de aceites esenciales como damascones y el timol



(Fig. 2).

Fig. 2. Proporciones relativas de la fracción GFE extraída del suelo bajo distinto tipo de vegetación, afectados y no por el fuego. Distribución de los compuestos de pyrólisis de la GFE (Media±STD; n=16).

Conclusiones

Si bien es conocido que la cantidad de GFE se ve afectada por factores abióticos y bióticos como la temperatura, la estructura del suelo, el tipo de vegetación o la época del año [1, 5]. Ensayos previos de laboratorio demuestran que, al menos en algunos suelos como es este caso, los contenidos de GFE pueden permanecer constantes, no alterándose sus proporciones, incluso a temperaturas relativamente altas y por tiempos prolongados (200 ºC por 20 min) [5]. Nuestros resultados apuntan a que la fracción de la materia orgánica del suelo GFE estudiada es estructuralmente muy homogénea y probablemente resiliente a temperaturas que no superen los 200-250 ºC.

Los altos contenidos detectados de productos derivados de carbohidratos y la presencia de compuestos nitrogenados (heterociclos con N) es compatible con una estructura glicoproteica como la glomalina. Además, las altas proporciones de compuestos aromáticos también son comparables con resultados previos que apuntan a que la fracción GFE es un material muy rico en carbono aromático [6, 7]. Este trabajo corrobora la idea de que la GFE es un material que, por su distribución de las distintas formas químicas de C que contiene, recuerda a los ácidos húmicos, ricos en material aromático y carboxílico y que puede representar un reservorio de carbono estabilizado en los suelos forestales. La fracción GFE puede estar jugando un papel importante en el secuestro de C en los suelos, debido tanto a la cantidad de C que contiene y almacena, como por la calidad que le confiere su estructura química y que lo hacen un material recalcitrante y perdurable en los suelos.

Agradecimentos

Los autores agradecen la financiación de los proyectos “POSTFIRE” (CGL2013-47862-C2-1-R), “POSTFIRE_CARE” (CGL2016-75178-C2-1-R) e “INTERCARBON” (CGL2016-78937-R) financiados por la Agencia Estatal de

Investigación (AEI) y por la Unión Europea a través del Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER),

Referencias bibliográficas

[1] Rillig, MC. 2004. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. CAN J SOIL SCI. 84:355–363. doi: 10.4141/S04-003.

[2] Wright, SF., Upadhyaya, A. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. SOIL SCI. 161(9): 575–586.

[3] Lozano, E., Jiménez-Pinilla, P., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. 2016. Sensitivity of glomalin-related soil protein to wildfires: Immediate and medium-term changes. SCI TOTAL ENVIRON. 572: 1238–1243. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.071

[4] González-Pérez, JA., Almendros, G., de la Rosa, JM., González-Vila, FJ. 2014. Appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environmental matrices by analytical pyrolysis (Py-GC/MS). J. ANAL APPL PYROLISIS 109: 1-8. doi: 10.1016/j.jaap.2014.07.005.

[5] Lozano, E., Chrenková, K., Arcenegui, V., Jiménez-Pinilla, P., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J. 2016. Glomalin-related soil protein response to heating temperature: a laboratory approach. LAND DEGRAD DEVELOP. 27: 1432–1439. doi: 10.1002/ldr.2415.

[6] Schindler, F., Mercer, E., Rice, J. 2007. Chemical characteristics of glomalin-related soil protein (GRSP) extracted from soils of varying organic matter content. SOIL BIOL BIOCHEM.39: 320–329. doi: 10.1016/j.soilbio.2006.08.017.

[7] Zhang, J., Tang, X., Zhong, S., Yin, G., Gao, Y., He, X. 2017. Recalcitrant carbon components in glomalin-related soil protein facilitate soil organic carbon preservation in tropical forests. SCIENTIFIC REPORTS 7: 2391. doi:10.1038/s41598-017-02486-6.

Bosques mixtos *vs* puros en la provisión de bienes y servicios ecológicos

Mixed vs pure forests in the provision of ecological goods and services

López-Marcos, D.[1,2,3]*, Martínez-Ruiz, C.[1,3] y Turrión, M.B.[2,3]

[1] Área de Ecología - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid

[2] Área de Edafología y Química Agrícola - Departamento de Ciencias Agroforestales. ETSIIAA de Palencia. Universidad de Valladolid.

[3] Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa - INIA.

*dalomar86@hotmail.com

Resumen

Numerosos estudios destacan el papel de los bosques mixtos frente a los monoespecíficos en el suministro de bienes y servicios ecosistémicos. En este estudio evaluamos el efecto de masas mixtas versus monoespecíficas de *Pinus sylvestris* y *P. pinaster* y el de la proporción de mezcla de ambas esppecies en el stock de carbono edáfico, la capacidad de retención de agua y la riqueza de epecies del sotobosque. Para ello se seleccionaron seis tripletes con tres parcelas de 15 m de radio cada uno distribuidos a lo largo de la Sierra de la Demanda (Burgos y Soria). Cada triplete consta de una parcela pura de cada especie (*Pinus sylvestris* y *P. Pinaster*) y una parcela con la mezcla de ambas espcies. En cada parcela se realizó una calicata y se determinaron tanto el stock de carbono como la capacidad de retención de agua disponible del primer horizonte y del perfil hasta 50 cm. También se inventarió la vegetación del sotobosque de cada parcela (10 inventarios/parcela) para determinar la riqueza de especies del sotobosque. Los valores de stock de carbono y capcidad de retención de agua en el primer horizonte y la riqueza de especies del sotobosque fueron superiores en masas mixtas.

Palabras clave: Stock de carbono edáfico, capacidad de retención de agua disponible, riqueza de especies del sotobosque, bosques mixtos y puros, gradiente de composición de especies arbóreas

Abstract

Many studies highlight the role of mixed forest versus monospecific forests in the supply of ecosystem goods and services. In this study, the effect of mixed versus monospecific stands of *Pinus sylvestris* and *P. pinaster* and the mixing ratio of both species on the soil carbon stock, the water retention capacity and the richness of understory species were assessed. Six triplets along the Sierra de la Demanda (Burgos and Soria) were selected. Each triplet consists of three plots of 15 m radius: a pure plot of *Pinus sylvestris*, a pure plot of *P. Pinaster* and a mixed plot of both species. In each plot, a pit soil was dug. The carbon stock and the water retention capacity of the first horizon and the profile up to 50 cm were analyzed. In each plot, also, was inventoried the understory (10 inventories/plot) to determine the understory species richness. The values of carbon stock and water retention capacity in the first horizon and the richness of understory were higher in mixed stands.

Keywords: Soil carbon stock, water retention capacity, richness of understory, mixed and pure forests, environmental gradient.

Introducción

Durante las últimas décadas, la gestión de los bosques mixtos ha tomado mayor relevancia como consecuencia de la evidencia creciente de que pueden suministrar numerosos bienes y servicios, como el secuestro de carbono o la conservación de la biodiversidad, de modo más eficiente que los bosques puros [1].

Los bosques desempeñan un papel importante en el secuestro de C edáfico, por ello se ha propuesto la mezcla de especies como práctica de manejo forestal que favorece las reservas de C [2]. El estudio de los bienes y servicios que suministran los bosques mixtos es una necesidad frente al nuevo escenario de cambio climático.

El objetivo de este estudio es contribuir al conocimiento de la dinámica y del funcionamiento de masas mixtas de *Pinus sylvestris* y *P. pinaster* en relación con las características del suelo y vegetación del sotobosque y, con ello, aportar información necesaria para facilitar una gestión forestal sostenible de estos sistemas forestales en ambientes mediterráneos en el marco del cambio climático. Para ello, se valora el efecto de la mezcla de ambas especies frente a masas monoespecíficas en: 1) la fijación de carbono edáfico y la capacidad de retención de agua; y 2) su relación con la riqueza de especies del sotobosque.

Material y métodos

Se seleccionaron seis tripletes en la Sierra de la Demanda, entre las provincias de Burgos y Soria, en Castilla y León (Fig. 1). Cada triplete consta de tres parcelas circulares de 15 m de radio ubicadas a una distancia inferior a 1 km entre sí: una pura de pino silvestre (PS, *Pinus sylvestris* L.), otra pura de pino marítimo (PP, *Pinus pinaster* Aiton), y una mixta de ambas especies (MM).

El clima es de tipo templado (Csb y Cfb) según la clasificación de Köppen [3][4] para la Península Ibérica y los suelos se clasifican como Typic Dystroxerept o Typic Humixerept [5] con una secuencia de horizontes: A/AB/B/C, A/AB/C or A/C. La textura dominante del suelo es arenosa y el pH varía de extremadamente ácido a fuertemente ácido.

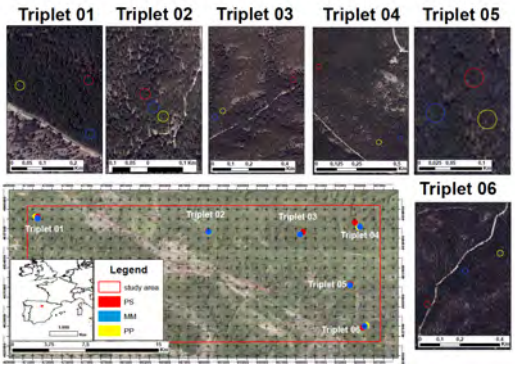


Fig. 1 – Localización de los tripletes en la "Sierra de la Demanda" y de las parcelas dentro de cada triplete. Rojo: parcelas puras de *Pinus sylvestris*; Amarillo: parcelas puras de *P. pinaster*; Azul: parcelas mixtas de ambas especies.

La densidad arbórea de las parcelas varía entre 509 y 1429 pies/ha, el área basimétrica (G) entre 33,3 y 70,3 m^2/ha y la altura dominante entre 15,7 y 25,0 m.

En cada parcela se realizó una calicata de 50 cm de profundidad (como mínimo), anotándose el espesor de cada horizonte (Esp). Se tomaron muestras de cada horizonte para determinar: la densidad aparente (Dap), el % de elementos gruesos (%EG), la concentración de carbono (C), la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP). Con estos datos se calculó el agua útil (AU=CC-PMP), el stock de carbono (CstockHi=Ci*(100-%EGi)*Espi*Dapi) y la capacidad de retención de agua (CRAHi=AUi*(100-%EGi)*Espi*Dapi) de cada horizonte [6]. También, se calculó el Cstock ($Cstock_{0-50cm}$=ΣCstockHi) y la CRA (CRA_{0-50cm}=ΣCRAHi) de todo el perfil hasta 50 cm, como suma de los valores de cada horizonte estudiado en cada caso.

Para el estudio de la vegetación del sotobosque, en cada parcela se realizaron 10 inventarios estimando la cobertura en proyección vertical de cada una de las especies presentes. Se calculó la riqueza (S) de especies de la parcela como el promedio de especies aparecidas en los 10 inventarios de cada parcela.

El tratamiento de los datos consistió en un Análisis de Componentes Principales

(ACP) para ordenar las parcelas en función de las variables analizadas (CRA_{H1}, $CRA_{0\text{-}50cm}$, $Cstock_{H1}$, $Cstock_{0\text{-}50cm}$, S, G de *Pinus sylvestris* y G de *P. pinaster*). Posteriormente, se modelizó la respuesta de las variables edáficas (CRA_{H1}, $CRA_{0\text{-}50cm}$, $Cstock_{H1}$, $Cstock_{0\text{-}50cm}$) y de vegetación de sotobosque (S) a lo largo del principal gradiente identificado (%G de *P. pinaster*) mediante los modelos HOF. Una parcela PS se excluyó de todos los análisis por considerarse "outlier". El criterio de información de Akaike (AIC) [7] se utilizó para seleccionar el modelo de respuesta más adecuado. Por último se testaron las correlaciones lineales entre algunas variables de interés, utilizando el coeficiente de Pearson ($p<0,05$).Todos estos análisis se realizaron en el entorno de R (version 3.3.3) [9]: paquetes “vegan” [8] y “eHOF” [9].

Resultados y discusión

El eje 1 del ACP (λ_1=1,63) explica el 37,76% la información y junto con el eje 2 (λ_2 =1,41) explican el 66,09% de la información. Las parcelas aparecen segregadas a lo largo de la primera componente principal en función de la especie arbórea dominante (G *Pinus sylvestris* y G de *P. pinaster*) (Fig.2).

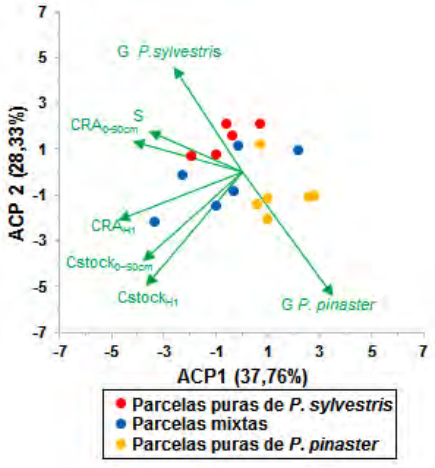


Fig. 2 – Biplot de parcelas (PS-circulos rojos, n=5; MM-circulos azules, n=6; PP-circulos amarillos, n=6), variables edáficas y de vegetación del sotobosque como vectores verdes (CRA_{H1}, $CRA_{0\text{-}50cm}$, $Cstock_{H1}$, $Cstock_{0\text{-}50cm}$ y S).

Se observa una ordenación de las parcelas a lo largo del gradiente de G de *Pinus sylvestris* (GPS) y G de *P. pinaster* (GPP) desde las parcelas dominadas por *P. sylvestris* hasta las dominadas por *P. pinaster*, ocupando las parcelas mixtas una posición intermedia. El resto de las variables estudiadas (CRA_{H1}, $CRA_{0\text{-}50cm}$, $Cstock_{H1}$, $Cstock_{0\text{-}50cm}$ y S) muestran su máximo, más o menos perpendicular al eje trazado por el gradiente de GPS a GPP, donde encontramos las parcelas MM. Esto sugiere que es la composición del estrato arbóreo la variable, de las consideradas en este estudio, que más contribuye a determinar diferencias en CRA y Cstock. De hecho, otros autores ya han indicado, que la composición del dosel arbóreo influye en el ciclo de muchos nutrientes [10] y en la humedad del suelo [11]. Por ello se modelizó la respuesta de estas variables respecto al porcentaje de área basimétrica de *P. pinaster* (%GPP).

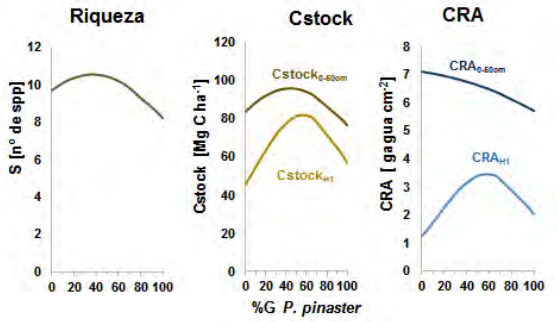


Fig. 3 – Modelos de HOF de las variables edáficas (CRA_{H1}, $CRA_{0\text{-}50cm}$, $Cstock_{H1}$ y $Cstock_{0\text{-}50cm}$) y de vegetación del sotobosque (S) frente al %G de *P. pinaster.*

El Cstock del total del perfil ($Cstock_{0\text{-}50cm}$) y del primer horizonte ($Cstock_{H1}$) muestran su máximo en la parte central del gradiente %GPP. Es decir, los suelos de las parcelas mixtas (MM) acumulan más carbono en comparación con los suelos bajo las masas puras [12]. Es posible que este hecho esté relacionado con las raices, ya que el crecimiento de la raíz en profundidad es la forma más eficaz de introducir C al suelo [13]. Además, cada especie arbórea puede tener un efecto diferente en los mecanismos que median en el ciclo del carbono [10]. Por lo tanto, la mezcla puede tener un efecto en profundidad sobre la tasa de acumulación y la distribución del carbono dentro del perfil del suelo [14]. De hecho se ha constatado que el espesor del primer horizonte de MM es mayor que el de las

masas puras (MM=22,8±3.5 cm, PS=14,7±3,5 cm, PP=15,3±1,9 cm), algo que puede estar relacionado con la profundidad de enraizamiento de la vegetación [15].

De igual manera, la CRA del primer horizonte (CRA_{H1}) también muestra su máximo en la parte central del gradiente %GPP. Sin embargo, la CRA del total del perfil ($CRA_{0\text{-}50cm}$) muestra su máximo en la franja del gradiente correspondiente a las parcelas PS, a partir de donde decrece su valor. Por último, la riqueza de especies (S) también muestra su máximo en la parte central del gradiente %GPP. Parece que hubiera una relación entre la S y las variable edáficas estudiadas (Cstock y CRA), pues es el primer horizonte en el que se enraíza la vegetación sub-arbórea. De hecho CRA_{H1} y S están positivamente correlacionadas ($r=0,46$; $p<0,05$) y otros autores han constatado una correlación positiva entre diversidad y Cstock [16].

Conclusiones

La CRA y el Cstock tanto del perfil edáfico, hasta 50 cm, como del primer horizonte, muestran valores superiores en masas mixtas en relación con las masas monoespecíficas.

Nuestros resultados indican que hay una fuerte correlación entre la composición del dosel arbóreo (grado de mezcla de *P. sylvestris* y *P. Pinaster*) y del sotobosque (riqueza de especies) y el potencial de los suelos para ser sumidero de carbono orgánico y su capacidad para retener agua.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el MINECO (FORMIXING AGL2014-51964-C2-1-R) y una beca predoctoral para DLM (BES-2015-072852).

Referencias bibliográficas

[1] Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusiński, G., Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H., Moberg, F., Moen, J., Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. Nat. Com 4: 1340

[2] Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkkinen, K., Byrne, K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? Geoderma 137: 253-268.

[3] ITACYL-AEMET. 2013. Atlas agroclimático de Castilla y León. Junta de Castilla y León, Consejería de agricultura y ganadería.

[4] Köppen, W. 1936. Das geographische System der Klimate. Handbuch der Klimatologie. En: Geiger, R. (eds): Handbuch der Klimatologie. Verlag von Gebrüder Borntraeger. 1C 1-44. Berlin (Alemania).

[5] Soil-Survey-Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 12th ed. ed. Washington, DC (USA): USDA-Natural Resources. Conservation Service.

[6] López-Marcos, D., Turrión, M.B., Martínez-Ruiz, C., Bravo Oviedo, F. 2017. Influencia de la composición del estrato arbóreo en el secuestro de carbono en el suelo. Actas del 7º Congreso Forestal Español. Gestión del Monte: Servicios ambientales y bioeconomía. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Plasencia. pp. 12.

[7] R-Core Team. 2015. R Studio: Integrated development environment for R. R Foundation for Statistical Computing, Boston.

[8] Oksanen, J., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R., Simpson, G., Wagner, H. 2011. vegan: Community Ecology Package.

[9] Huisman J, Olff H, Fresco LFM. 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. J. Veg. Sci. 4: 37–46.

[10] Augusto, L., De Schrijver. A., Vesterdal, L., Smolander, A., Prescott, C., Ranger, J. 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. Biol. Rev. 90: 444-466.

[11] He, L., Ivanov, V.Y., Bohrer, G., Maurer, K.D., Vogel, C.S., Moghaddam, M. 2014. Effects of fine-scale soil moisture and canopy heterogeneity on energy and water fluxes in a northern temperate mixed forest. Agri. Forest. Meteorol. 184: 243-256.

[12] Andivia, E., Rolo, V., Jonard, M., Formánek, P., Ponette, Q. 2016. Tree species identity mediates mechanisms of top soil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. Ann. For. Sci. 73 (2): 437-447.

[13] Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. 2002a. Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. For. Ecol. Manage. 169: 137-147.

[14] Chapin, F. 2003. Effects of plant traits on ecosystem and regional processes: a conceptual framework for predicting the consequences of global change. Ann. Bot. 91: 455-63.

[15] Schleuß, P. M., Heikamp, F., Leuschner, C., Fender, A.C., Jungkunsy, H. 2014. Higher subsoil carbon storage in species-rich than species-poor temperate forests. Environ. Res. Lett. 9: 014007 (3pp).

[16] Dawud, S. M. Raulund-Rasmussen, K., Domisch, T., Fine, L., Jaroszewicz, B., Vesterdal, L. 2016. Is Tree Species Diversity or Species Identity the More Important Driver of Soil Carbon Stocks, C/N Ratio, and pH? Ecosystems 19(4): 645–660.

Efectos del Cambio de Uso del Suelo en el Balance de Carbono de un Ecosistema Ganadero en Matiguás, Nicaragua

Effects of Land Use Change on the Carbon Balance of a Livestock Ecosystem in Matiguás, Nicaragua

Cárdenas, A.[1], Moliner, A.[1*], Schernthanner, H[2], Hontoria, C.[1]

[1] Departamento de Producción Agraria, Unidad de Edafología, Universidad Politécnica de Madrid; *ana.moliner@upm.es

[2]Department of Earth and Environmental Science, University of Potsdam, Germany.

Resumo / Resumen

Es importante conocer la dinámica de los cambios de usos del suelo para evaluar su impacto en los servicios ecosistémicos, entre ellos, el secuestro de carbono. El trabajo analiza el impacto del camio de uso del suelo en el stock de carbono (C) en Matiguás, Nicaragua. Se analizaron cinco usos de suelo predominantes en la zona: tacotal, bosque secundario intervenido, pasturas con alta densidad de árboles, pasturas con baja densidad de árboles y pasturas degradadas. A partir de mapas de usos del suelo en 1986 y en 2015 obtenidos en un estudio previo, e información del C almacenado en la biomasa y en el suelo de cada uso, se obtuvieron mapas y matrices de cambio de C. Los resultados muestran que Matiguás es una zona de gran dinamismo en la que coexisten zonas que pierden y ganan cubierta arbórea, con una expansión neta de la misma. Así, el crecimiento del bosque secundario intervenido, que es el uso con mayor C en biomasa y suelo, ha hecho aumentar 4 millones de t de C en casi tres décadas, lo que supone un incremento del 24% en el stock de C almacenado en Matiguás. Hace falta profundizar en los factores que han promovido este aumento para extraer lecciones que permitan establecer políticas apropiadas de desarrollo rural.

Palabras clave: cambio de uso de suelo, reservas de carbono, paisaje ganadero, sistemas silvopastoriles

Abstract

The knowledge of the land use dynamics is important for evaluating the impact on the provided ecosystem services, including carbon sequestration. The paper analyses the impact of land use changes in the carbon stock in Matiguás, Nicaragua. We analysed five land uses prevailing in the study area: shrubs, intervened secondary forest, high tree density pastures, low tree density pastures, and degraded pastures. We used land use maps from 1986 and 2015 obtained in a previous study and information relative to C storage for each of the land uses to generate C storage maps and C change matrix. The results indicated that Matiguás is characterized by a great dynamism in terms of land use changes with simultaneous processes of loss and gain of tree cover, with a net expansion of tree cover. The increase in the intervened secondary forest, which is the use with the greatest biomass and soil C storage, added 4 million t C between 1986 and 2015, increasing by 24% the C stocks in Matiguás during this period. There is a need to deepen into the factors promoting this increase in order to draw lessons for establishing appropriate rural development policies.

Keywords: land use change, carbon stock, livestock landscape, silvopastoral systems

Introducción

Los cambios en el uso del suelo son causados por muchos factores, incluidos las presiones climáticas, sociales y económicas. Dichos cambios están relacionados con la alteración del paisaje y asociados a la pérdida de carbono (C). En los trópicos, el cambio de uso ha estado ligado principalmente a la deforestación y dado que los bosques tropicales almacenan una gran cantidad de C, la conversión de bosques a sistemas agrarios supone un gran impacto en las emisiones gaseosas [1].

Los sistemas silvopastoriles tradicionales (SSPT) se basan en integrar árboles y arbustos en áreas de pasturas para la explotación ganadera. En territorios de ganadería extensiva tradicional como en Nicaragua, estos sistemas constituyen una mejor opción ya que disminuye el impacto ambiental que esta actividad genera, a la vez que acumulan cantidades considerables de C [2], incrementan la biodiversidad y proporcionan mayores beneficios económicos a los ganaderos.

Conocer la dinámica de los cambios de uso en un territorio, particularmente aquellos relacionados con los SSPT y su distribución espacial, es importante para evaluar los impactos de dichos cambios en los servicios ecosistémicos, entre ellos, el secuestro de C.

La teledetección ofrece una herramienta rápida y efectiva para cartografiar la vegetación a través de la clasificación de imágenes satelitales, incluso cuando se trata de áreas fragmentadas típicas del paisaje ganadero con SSPT. En teledetección el análisis de imágenes satelitales multitemporales permite determinar la dinámica de los cambios de uso en un territorio, y así evaluar su impacto en el almacenamiento de C.

Nuestro objetivo es determinar si en un paisaje ganadero típico de Centroamérica, los cambios de uso de suelo ocurridos en los últimos años han devenido en una pérdida o en una ganancia del C total almacenado. Para ello, se utilizaron estimaciones de C en la biomasa y del suelo de los principales SSPT junto con los cambios de uso ocurridos en un periodo de casi 30 años obtenidos mediante teledetección.

Materiales y Métodos

El estudio se llevó a cabo en Matiguás (Nicaragua), municipio de 1710 km² con clima tropical húmedo. Se trata de una zona ganadera, dentro de la antigua frontera agrícola del país.

Se han analizado cinco usos del suelo relacionados con los SSPT: tacotal (TAC), bosque secundario intervenido (BSI), pasturas con árboles en alta densidad (PAD), pasturas con árboles en baja densidad (PBD) y pasturas degradadas (PD) (Tabla 1). Estos usos fueron seleccionados en un trabajo previo de acuerdo con la prevalencia de uso de la tierra en la zona y su importancia en la degradación. En este trabajo previo [3], y para cada uno de los cinco usos, se estimó el C almacenado en la biomasa mediante ecuaciones alométricas a partir del inventario forestal y para determinar el C almacenado en el suelo se realizó un muestreo en 20 parcelas del municipio (4 parcelas por cada uso) a 4 profundidades (0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y 40-100 cm).

Un estudio posterior permitió obtener los cambios de usos ocurridos en Matiguás entre 1986 y 2015 (29 años) que involucraban a los 5 usos seleccionados, y que afectaban a más del 80% de la superficie total del municipio. Para ello se utilizaron dos imágenes satelitales casi libres de nubes: Landsat 5 Thematic Mapper (TM) 1986 y Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) 2015, ambas correspondientes a la estación seca. A pesar de la gran fragmentación del paisaje, las imágenes satelitales fueron clasificadas satisfactoriamente con la ayuda de un algoritmo *ramdon forest*, obteniéndose los mapas de distribución de los usos y las matrices de cambio de usos entre las dos fechas analizadas [4].

La combinación de las estimaciones de C de la biomasa y del suelo obtenidas en [3] para cada uso, junto con la clasificación de usos del suelo obtenida en [4] para las

dos fechas permitió la obtención de los correspondientes mapas de carbono y matrices de cambio a nivel municipal. En esta fase, se utilizó el Índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) para afinar los cambios de uso producidos entre 1986 y 2015.

Tabla 1. Descripción de los usos de suelo estudiados.

Usos de suelo	Descripción
Tacotal (TAC)	Vegetación nativa en sucesión natural con menos de 5 m de altura
Bosque secundario intervenido (BSI)	Bosque perturbado nativo (tala parcial o eliminación de árboles emergentes, bosque no maderable, cosecha y / o caza).
Pasturas con árboles en alta densidad (PAD)	Pasturas dominados por especies de gramíneas introducidas o mejoradas con alto vigor y productividad, árboles maduros, con una densidad de más de 30 árboles por hectárea.
Pasturas con árboles en baja densidad (PBD)	Área dominada por especies de pasto natural, árboles con más de 5 cm de DAP y 2 m de altura.
Pasturas degradadas (PD)	Pasto con menos del 50% de cobertura de pasto presencia mínima de árboles con signos obvios de erosión.

Resultados y Discusión

En un plazo de casi 30 años, el municipio de Matiguás ha experimentado importantes cambios en la superficie ocupada por los usos silvopastoriles aquí estudiados (Tabla 2). El uso que ha experimentado mayor crecimiento es el bosque secundario intervenido (incremento del 163%) que ha crecido a expensas del tacotal, las pasturas con árboles en alta densidad y las pasturas degradadas. Este reordenamiento de usos de suelo ha implicado un cambio no solo en la estructura del paisaje sino también en el stock de C neto.

Tabla 2. Cambios de uso del suelo entre 1986 y 2015.

	1986		2015		Cambio 1986-2015	
Uso	ha	%	ha	%	ha	%
TAC	33792	19.8	11592	6.8	-2200	-65.7
BSI	28046	16.4	73781	43.1	45736	163.1
PAD	37163	21.7	22112	12.9	-15.051	-40.5
PBD	4087	2.4	12893	7.5	8806	215.5
PD	36427	21.3	23871	14.0	-12556	-34.5

Así, el C total almacenado a nivel de paisaje en el año 1986 fue de 16 595 160 t mientras que para el año 2015 se estimó en 20 561 421 t de C, lo que supone un incremento del 24%, con unos 4 millones de t adicionales en casi tres décadas a nivel municipal (Tabla 3). Este C total incluye el C en la biomasa arbórea, raíces y el C orgánico en el suelo. El hecho de que el bosque secundario intervenido haya sido el uso que más ha aumentado y a la vez el uso con mayor contenido en C explica este importante aumento del C total en Matiguás.

Tabla 3. Matriz de flujo de carbono total entre 1986 y 2015

10^3 t C total 1986		miles de t C total 2015				
Usos		TAC	BSI	PAD	PBD	PD
TAC	4142,7	**367,7**	3838,6	422,2	175,9	392,6
BSI	4381,9	226,2	**2808,9**	369,6	203,8	427,1
PAD	4742,6	495,9	2506,1	**1282,8**	396,5	677,1
PBD	458,3	43,7	165,5	188,4	**65,1**	108,9
PD	2869,7	264,8	2037,2	521,0	589,5	**1986,3**
Total	16595,2	1398,3	11356,3	2784,0	1430,8	3592,0

En cuanto a la contribución de cada uso al total de C almacenado, casi todos los usos tenían un peso relativamente semejante en 1986. En cambio, en 2015, el uso con mayor contribución pasó a ser el bosque secundario intervenido que aportó el 55% del C total, mientras que en 1986 sólo suponía el 26% (Fig. 1).

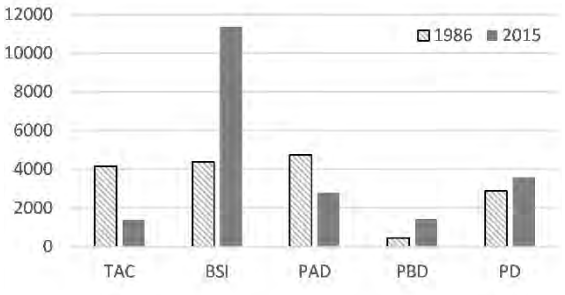


Fig. 1. Almacenamiento de C total (miles de t) para cada uso en las dos fechas de estudio.

Matiguás se caracteriza por un gran dinamismo en términos de cambios de uso de suelo. Prueba de este dinamismo es que sólo el 32% (6 510 773 t) del C total almacenado en 2015 proviene de zonas que no experimentaron cambios de

uso. Las zonas de mayor estabilidad están normalmente bajo bosque secundario intervenido y pastura degradada, mientras que sólo una pequeña parte del C retenido en las pasturas con árboles en baja densidad en 2015 corresponde a C que era aportado por este mismo uso en 1986 (Tabla 3).

A nivel espacial, la distribución del C no sigue un patrón claro y responde a la migración de usos de suelo experimentada en ese periodo (Fig. 1). El aporte de C de la biomasa y el del suelo siguen una misma tendencia.

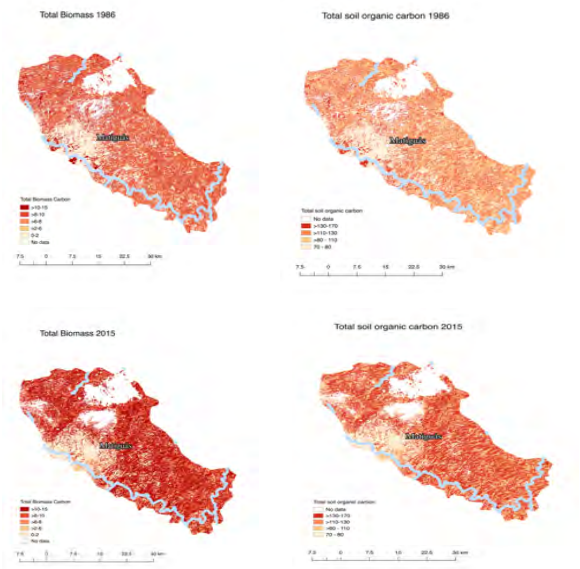


Fig. 2 Mapa de distribución de carbono en biomasa y suelo a nivel de paisaje para 1986 y 2015

Habitualmente, los cambios en el uso del suelo en un paisaje ganadero están asociados a la pérdida de cobertura arbórea y, por ello, representan degradación, pérdida de biodiversidad, contaminación de las masas de agua, entre otros. Sin embargo, en nuestra zona han coexistido áreas en proceso de regeneración forestal con áreas en proceso de deforestación por intensificación o expansión de las actividades ganaderas, presión demográfica o desastres naturales. Considerando ambos procesos en su conjunto, el resultado neto ha sido un aumento de la cobertura arbórea en el paisaje ganadero, de Matiguás desde 1986 hasta 2015 con la consiguiente reducción de áreas degradadas y el aumento de beneficios ambientales globales y locales, entre los que cabe destacar el incremento de al menos 4 millones de t de C almacenado en el suelo y la biomasa.

Además de la regeneración natural por abandono, la introducción de los sistemas silvopastoriles, el pago por servicios medioambientales o la preocupación de los ganaderos por los acuíferos contribuyen a explicar este aumento de la cubierta arbórea [5][6]. Es necesario seguir profundizando en el estudio de la dinámica y las causas de la evolución positiva que ha tenido lugar en Matiguás a lo largo de casi tres décadas con objeto de extraer lecciones que permitan establecer políticas de desarrollo rural encaminadas a aumentar las rentas de los ganaderos y a promover los servicios medioambientales.

Referencias bibliográficas

[1] IPCC 2007 Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and Miller, H. L.(eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

[2] Mosquera O, Buurman P, Ramirez BL, Amezquita MC (2012) Carbon stocks and dynamics under improved tropical pasture and silvopastoral systems in Colombian Amazonia. Geoderma, 189, 81-86.

[3] Cárdenas, A., Hontoria, C., Moliner, A., Ibrahim, M. 2018. Ecological structure and carbon storage in traditional silvopastoral systems in Nicaragua. Agroforestry Systems. *In press.*

[4] Cárdenas, A., Moliner, M. Hontoria, C. Schernthanner, H. 2018. Analysis of land use/land cover changes in a livestock landscape dominated by traditional silvopastoral systems: A methodological approach. International Journal of Remote Sensing. *In press.*

[5] Casasola, F., Ibrahim, M., Ramírez, E., Villanueva, C., Sepulveda, C., and Araya, J. L. 2007. "Pago por servicios ambientales y cambios en los usos de la tierra en paisajes dominados por la ganadería en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica." Agroforestería en las Américas 1(45): 79–85.

[6] Useche, D., Harvey CA, and DeClerk, F. 2011. "Conservación de bosques tropicales en fincas ganaderas privadas de Centroamérica Estudio de caso: Matiguás, Nicaragua." Agroforestería en las Américas 48: 76–83.

Reduced efficiency of grain legumes in crop rotations to improve soil aggregation and SOC stabilization in a Cambisol

Baixa eficiência das leguminosas grão em rotações de culturas para a melhoria da agregação do solo e estabilização do COS num Cambissolo

Oliveira, Miguel [1*]; Barré, Pierre [2]; Trindade, Henrique[1]; Virto, Iñigo[3]

[1] Centre for the Research and Technology of Agro-Environmental and Biological Sciences (CITAB-UTAD), Quinta de Prados, 5001-801 Vila Real, Portugal, *miguelpoliv@utad.pt

[2] CNRS, laboratoire de Géologie, UMR 8538 CNRS–ENS, 24 rue Lhomond, 75231 Paris cedex 05, France

[3] Universidad Pública de Navarra, Departamento Ciencias del Medio Natural, ETSIA, Campus Arrosadia, 31006 Pamplona, Spain

Resumo

As leguminosas podem promover o sequestro de C através do estímulo à formação e estabilização de agregados de solo que protegem o carbono orgânico do solo (COS) da decomposição. No entanto, esse efeito pode variar com as propriedades químicas do solo, condições ambientais, comunidades microbianas e espécies de leguminosas. Neste estudo procurámos testar se a introdução de leguminosas grão num sistema de rotação de culturas com cereais em solo arenoso estimula a agregação do solo, aumentando consequentemente o COS. Com este propósito, cultivámos triticale em monocultura e em rotação com feijão frade, fava ou ervilha durante três anos num Cambissolo franco-arenoso, com os resíduos de leguminosas incorporados no solo após colheita. Os agregados do solo foram separados por classes de tamanho em amostras colhidas antes e depois do ensaio e numa área com floresta natural. Foram determinadas as distribuições mássicas e de C em todas as classes. Os resultados não revelaram melhorias claras na agregação do solo com o cultivo de leguminosas, o que pode ser justificado com o baixo teor de argila (10%) e o muito baixo conteúdo em minerais reativos, que parecem prejudicar a formação e estabilização dos agregados. O solo florestal não apresentou mais agregação apesar do teor de COS mais elevado, o que suporta esta afirmação. No entanto, as leguminosas aparentam ser capazes de impedir a desagregação que ocorre com a monocultura de cereais.

Palavras-chave: sequestro de C, C orgânico do solo, cambissolo, estabilização de agregados, leguminosas

Abstract

Legume plants have shown the ability to promote C sequestration via an increased formation and stabilization of soil aggregates that protect soil organic carbon (SOC) from decomposition. However, this effect can vary with soil chemical properties, environmental conditions, microbial communities and legume species. In the present study, we aimed to test if including grain legumes in rotation with cereals in a cropping system over a sandy soil stimulates aggregation, therefore increasing SOC stocks. For this purpose, we cultivated triticale as a monoculture and in rotation either with cowpeas, fava beans or peas for three years in a sandy loam Cambisol, where legume residues were incorporated into the soil after grain harvest. The soil was analyzed for mass and C distribution in aggregate-size classes before and after the trial and in a control area under native forest vegetation. Results revealed no clear improvements in soil aggregation with legume cultivation. This could be due to the low clay content (10%) and very low content in reactive minerals of this soil, which seem to impair formation and stabilization of aggregates. The native soil did not display significant differences in aggregation despite greater SOC concentrations, supporting this postulation. However, legumes did seem to prevent the disaggregation that occurs with cereal monocropping.

Keywords: C sequestration, soil organic C, cambisol, aggregate stabilization, legumes

Introduction

Including legumes in crop rotations can contribute to the sustainability of agricultural systems due to their ability to fix atmospheric N directly to the soil-plant system through symbiotic relationship with *Rhizobia*. When incorporated into the soil, grain legume post-harvest residues, which are rich in N, can increase soil fertility[1]. Moreover, due to their effects on soil biology, legume plants can enhance the formation and maintenance of water-stable soil aggregates, which in turn protect native soil organic C (SOC) from microbial decomposition, leading to increased SOC storage in the soil[2]. However, the extent of this effect can change with legume species, soil chemical properties, environmental conditions and microbial communities. Moreover, plant residue inputs can trigger a short-term acceleration of native SOC decomposition, in the so-called positive priming effect[3].

With the present work, we aimed to test the following hypothesis: (i) the inclusion of legumes in a rotation with a cereal crop over a sandy soil can increase the efficiency of the agrosystem for organic C stabilization in the mid-term (3 years); (ii) this should be related to the stimulation of aggregation because of better conditions for microbial activity;

Materials and methods

With these hypotheses in mind, we conducted two field experiments where we cultivated triticale as a monoculture (with and without mineral N fertilization) or in rotation with three distinct legume crops (fava beans, peas and cowpeas) for three years in a sandy loam (23.4% coarse sand, 43.9% fine sand, 22.8% silt and 9.9% clay), Dystric Cambisol[4]. Legume post-harvest residues were incorporated into the soil after harvest for grain. Soil samples from before and after the experiments, as well as from the same soil under natural conditions (>20 years old chestnut and hazelnut orchards), were subjected to a size-based fractionation by wet sieving[5]. The aggregate-size classes obtained were analyzed for organic C and the clay mineralogy of the soils was studied.

Results and discussion

In this abstract we only present results obtained in the experiment with cowpea.

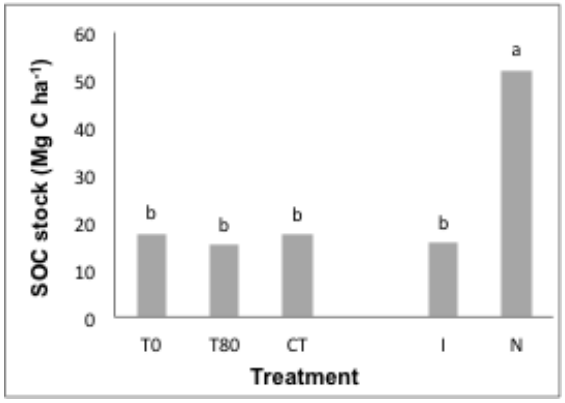


Fig. 1 – SOC stocks after 3 years of the field trial with cowpeas in the following treatments: triticale monoculture without N-fertilizer (T0), triticale monoculture with N-fertilizer (T80) and triticale in rotation with cowpeas with legume post-harvest residues incorporation (CT) (on the left). SOC stock before the field experiment (I) and in the hazelnut orchard (N) (on the right). Columns labeled with the same letter are not significantly different at $p < 0.05$.

Contrary to what we hypothesized, the SOC stock after the three years was not distinct between treatments in the cultivated soil. As anticipated, the soil under natural conditions displayed a considerably higher SOC stock than the cultivated soil (Fig. 1).

Table 1 – Mass distribution of the aggregate-size fractions (sand corrected) in the Cowpea field experiment. Magg: Macroaggregates (> 250 µm); magg: microaggregates (50 - 250 µm); < 50 µm: aggregates smaller than 50 µm. Treatments as described in Fig. 1. Results in g fraction kg^{-1} soil. Within each column, values followed by no letter or the same letter are not significantly different at $p < 0.05$.

Treat	Magg	magg	< 50 µm
N	395.9 a	275.1	329.1 b
I	411.6 a	187.5	400.9 ab
CT	275.7 ab	293.5	430.8 ab
T0	234.0 ab	280.2	485.7 a
T80	190.0 b	261.1	548.9 a

The mass and C distribution of aggregate-size fractions in the agricultural soil was

approximately maintained after the 3 years, with no striking differences between treatments, including the natural soil. However, the cultivated soil without legume crops (T0 and T80) did show a decrease in aggregation (higher content in free silt and clay) comparing to the initial condition, while this was not the case when legumes were introduced (CT) (Table 1). Moreover, a decrease in macroaggregates was observed in the N-fertilized triticale monoculture (T80), which could be attributted to a positive priming effect caused by synthetic N addition.

Conclusions

Contrary to what is generally claimed, introducing legumes in cereal crop rotations in Northern Portuguese edaphoclimatic conditions may not improve soil physical properties in the mid-term[6], and therefore their environmental consequences should be revised in this sense. However, legumes seem to help mitigate the loss of aggregation that occurs with intensive cereal monocropping.

A longer experimental time frame might be necessary to observe significant differences in carbon storage in these environmental conditions.

Acknowledgments

This project has received funding from the European Union's Seventh Framework Programme for research, technological development and demonstration under grant agreement no 613781.

The author acknowledges the financial support provided by the European Social Funds and the Regional Operational Programme Norte 2020.

References

[1] Sullivan P, 2003. *Overview of Principal Uses of Cover Crops and Green Manures*. National Center for Appropriate Technology, pp. 16.

[2] Lupwayi NZ, Kennedy AC, Chirwa RM, 2011. Grain legume impacts on soil biological processes in sub-Saharan Africa. *African J Plant Sci*. 5 (1): 1–7.

[3] Chen B, Liu E, Tian Q, Yan C, Zhang Y. 2014. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agron Sustain Dev*. 34 (2): 429-442.

[4] IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports* No. 106. FAO, Rome. FAO

[5] Fernández-Ugalde O, Virto I, Barré P, Gartzia Bengoetxea N, Enrique A, Imaz MJ, Bescansa P. 2011. Effect of Carbonates on the Hierarchical Model of Aggregation in Calcareous Semi-Arid Mediterranean Soils. *Geoderma* 164: 203–14.

[6] Preissel S, Reckling M, Schläfke N, Zander P. 2015. Magnitude and Farm-Economic Value of Grain Legume Pre-Crop Benefits in Europe: A Review. *Field Crops Research* 175: 64–79.

Dinámica del Nitrógeno en el suelo tras la aplicación de estiércol de ave

Dynamics of Nitrogen in soil after landspreading poultry manure

Rosa, Eduardo[1*], Arriaga, Haritz[1], Merino, Pilar[1]

[1] Departamento de Conservación de Recursos Naturales, Neiker-Tecnalia. Berreaga, 1 Derio, 48160 Bizkaia, España.

*email: erosa@neiker.eus

Resumen

El estiércol de ave es utilizado para fertilizar suelos debido a sus buenas propiedades. Existe una problemática asociada a la emisión de gases de efecto invernadero y amoniaco si no es correctamente tratada. Para evitarlo, se puede someter a un proceso de desecación antes de su uso en el campo. El objetivo del estudio fue analizar la evolución de las propiedades del suelo tras aplicar diferentes tipos de gallinaza. En una pradera atlántica situada en Derio (Bizkaia) se procedió a fertilizar parcelas de dos m^2 con gallinaza sin tratar y desecada. Se extendió en la pradera con 2 manejos, en superficie y enterrada. En total se hicieron cuatro tratamientos más el control con 4 réplicas. Se aplicó una dosis de 200 kg N total por hectárea. Se analizaron los parámetros de materia seca, materia orgánica, nitrógeno total, amoniacal y nitrato, carbono total, pH, fosforo, magnesio, sodio y potasio semanalmente durante 45 días. Respecto al nitrato, se conservó en los tratamientos con gallinaza enterrada y retornó a valores iniciales en los tratamientos en superficie. Se observaron aumentos en fosforo, sodio, magnesio en todos los tratamientos. Respecto al potasio, aumentó en los tratamientos enterrados y descendió ligeramente en los tratamientos en superficie.

Palabras clave: gallinaza, fertilizante, nitrógeno, pradera.

Abstract

Poultry manure is commonly used as fertilizer in soils due to its good properties. However, poultry manure has associated greenhouse gases and ammonia emissions if it is not correctly treated. Some techniques as manure drying tunnel avoid these emissions before the landspreading. The aim of the study was to study the soil properties after the landspreading of no treated and dried manure in an Atlantic grassland. In a grassland located in Derio (Bizkaia), two m^2 parcels were landspreaded with the two kinds of manure. Moreover, two application treatments were applied; in surface and incorporated. In total were four treatments and the control with four replications. A dose of 200kg of total N per hectare was applied. Parameters as dry matter, organic matter, total nitrogen, ammoniac nitrogen, nitrate, total carbon, pH, phosphorous, magnesium, sodium and potassium were analysed weekly during 45 days. Regarding the nitrate, it was conserved in incorporated treatments and returned to previous values in surface treatments. They was observed an increment in phosphorus, sodium, magnesium contents in all treatments. Concerning the potassium content, it increased in incorporated treatments and decreased slightly in surface treatments.

Keywords: poultry manure, fertiliser, nitrogen, grassland.

Introducción

El estiércol de gallina, comúnmente conocido como gallinaza, ha sido tradicionalmente usado como fertilizante orgánico debido a sus buenas propiedades, que combina nutrientes esenciales como N, P, K y otros macro y microelementos, con un alto contenido en materia orgánica. Además las formas orgánicas de N y P actúan como fertilizantes de liberación lenta, por lo que son menos susceptibles de lavado que otros fertilizantes [1].

Estas características ejercen efectos positivos sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo mejorando el rendimiento de los cultivos. Concretamente, favorece la estabilidad del suelo al mantener floculado el complejo arcillo húmico, facilita la aireación, mejora la permeabilidad y la capacidad de retención hídrica evitando la formación de agregados y el taponamiento de los poros. En el aspecto biológico, es beneficioso para aumentar la actividad microbiana y favorece la potencia radicular previniendo de la erosión. Así mismo, el aumento de la capacidad de retención del agua disminuye la contaminación por el lavado de elementos fertilizantes [2].

Sin embargo existe una problemática ambiental asociada al mal olor y la emisión de gases, principalmente amoniaco, en la gestión de la gallinaza generada en las explotaciones avícolas y su posterior aplicación. Actualmente se están investigando diferentes técnicas para reducir las emisiones de amoniaco y mantener el potencial fertilizante de la gallinaza. Una de estas técnicas es el túnel de secado. Consiste en desecar la gallinaza durante tres días en las cintas del túnel hasta alcanzar un contenido de materia seca del 60-80%. Así, se reduce la emisión de amoniaco a la atmósfera al mismo tiempo que se reduce el volumen de gallinaza a gestionar y se facilita la aplicación en suelo como fertilizante [3].

Con el proceso de desecado, se podrían mejorar las propiedades de la gallinaza. Así, el contenido de nitrógeno orgánico aprovechable por las plantas sería mayor, al igual que el contenido en carbono orgánico. También se disminuiría la relación C/N evitando el denominado "hambre de nitrógeno" que sucede cuando esta relación es alta, inmovilizando el nitrógeno. Sin embargo estas mejoras pueden verse mermadas si el proceso de desecado no es adecuado o si tras la aplicación en campo se dan condiciones meteorológicas adversas.

El objetivo del estudio fue analizar la evolución de las propiedades del suelo en una pradera atlántica tras la aplicación de gallinaza fresca y deseca en la superficie o incorporada durante la primavera.

Material y métodos

En una pradera situada en Derio (Bizkaia) se delimitaron 16 parcelas de dos m^2. El estudio se desarrolló desde el 30 de Mayo hasta el 15 de Julio de 2017. Se seleccionaron dos tipos de gallinaza, recién salida de la granja sin tratar (fresca) y pasada por un proceso de secado de tres días en un túnel de secado (deseca). El 30 de mayo se aplicaron los dos tipos de gallinaza con dos manejos, depositada en la superficie e incorporada con un rotavator entre 0-30 cm de profundidad. En total cuatro tratamientos más el control. Se hicieron cuatro réplicas por cada tratamiento con un diseño experimental al azar con cuadrado latino.

La temperatura del suelo fue monitorizada con dos sondas enterradas a 5 cm de la superficie (HOBO U12, "EXT DataLogger, USA, precisión ± 0.35 ºC). La temperatura ambiental y la precipitación fueron registradas en la estación meteorológica de la Agencia Vasca de Meteorología situada a 1 km de la ubicación del ensayo.

Se recolectaron los dos tipos de gallinaza de una explotación avícola cercana a la pradera y se aplicaron los tratamientos transcurridas tres horas desde su recolección. En la Tabla 1 se muestran las características de los dos tipos de gallinaza antes de la aplicación.

	Gallinaza fresca	Gallinaza deseca
Materia Seca (%)	36.6	84.4
Materia Orgánica (%)	67.8	78.0
Cenizas (%)	32.2	22.0
N total (%)	0.9	4.4
N amoniacal (%)	0.3	0.2
N orgánico (%)	0.6	4.1
C orgánico (%)	5.6	34.1
Relación C/N	8.8	6.9
pH	8.8	6.7
Fósforo (%)	2.2	1.9
Potasio (%)	3.8	2.9

Tabla 1: Características de la gallinaza fresca y deseca antes de la aplicación en la pradera. Los porcentajes están referidos en base a materia seca.

Se aplicó una dosis de 200 kg N total por hectárea. Fueron recogidas muestras representativas de suelo al inicio y cada siete días en cada parcela. Se analizaron los parámetros de nitrógeno total y carbono total mediante un analizador elemental (LECO TruSpec® CHN-S), la materia seca, el nitrógeno amoniacal, el nitrato y el pH. Además en las muestras iniciales y finales se analizaron fósforo, calcio, magnesio, sodio, potasio y capacidad de intercambio catiónico.

Resultados y discusión

La temperatura media horaria ambiental fue de 18.9±2.9 ºC. Así mismo la temperatura media horaria del suelo fue 22.2±3.2 ºC. La precipitación fue de 105.4 mm repartidos uniformemente durante los 45 días de estudio. Estas condiciones favorecieron el crecimiento vegetal y las interacciones en el suelo.

El pH inicial del suelo era de 6. Mostró un ligero aumento medio en todos los tratamientos (+16%) tras la aplicación de la gallinaza y fue descendiendo progresivamente hasta el final del experimento. El día 45 el pH de los tratamientos se situó de media en 5.5±0.1, por lo que sufrió una ligera acidificación, excepto en el control que se mantuvo estable en torno a 6 durante el estudio.

No se vieron diferencias significativas en la relación carbono/nitrógeno entre el inicio y el final en el periodo de estudio (10.3±1.1).

En relación al ciclo del nitrógeno, tras la aplicación de los tratamientos de gallinaza, se observó un aumento significativo del nitrógeno total (+18%) y variaciones en sus formas químicas que evidencian su transformación en el suelo. En el suelo tratado con gallinaza fresca y en superficie, el nitrógeno amoniacal tenía valores más altos que en el resto de tratamientos. La gallinaza seca mostró un repunte en nitrógeno amoniacal al tercer día tras su aplicación. El rehumedecimiento de la gallinaza con la humedad de suelo pudo ser la causa. A partir del tercer día, el nitrógeno amoniacal tendió a descender en todos los tratamientos hasta igualarse al control al final del experimento. Sin embargo, a partir del día 25, en los tratamientos enterrados el nitrógeno amoniacal era mayor que en los de superficie, probablemente debido a que en los tratamientos en superficie hay una emisión a la atmósfera de amoniaco mientras que en los enterrados se queda en el suelo (Fig. 1).

Debido a las condiciones ambientales favorables, es probable que se dieran procesos de nitrificación/desnitrificación, que quedarían evidenciados con la progresiva aparición de nitrato junto a la desaparición de nitrógeno amoniacal, alcanzando la máxima concentración de nitrato alrededor del día 25 (Fig. 1).

El nitrato fue conservado tras 45 días en los tratamientos en los que la gallinaza fue enterrada, tanto en la fresca como en la desecada. En cambio en los tratamientos aplicados en superficie, el nitrato descendió hasta alcanzar valores similares a los iniciales (Fig. 1). Esto es debido a que en los tratamientos enterrados aún quedaba nitrógeno amoniacal susceptible de ser transformado en nitrato.

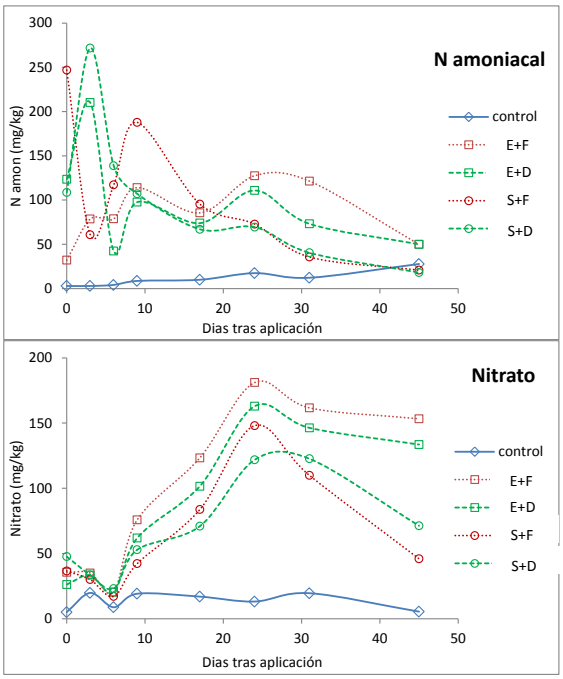


Fig. 1 – Evolución del nitrógeno amoniacal y nitrato en el suelo tras la aplicación de gallinaza. E = tratamiento de incorporación, S= tratamiento superficial, F= gallinaza fresca y D= gallinaza desecada.

Respecto a los macroelementos, se observó en el día 45, un aumento medio en los tratamientos del 19% en sodio (valor medio final 0.23±0.02 mEq/100g), observándose diferencias significativas respecto al control, 0.15±0.01 mEq/100g. El valor medio final de fósforo en los tratamientos fue 17.8±3.5 ppm, un 75% más que al inicio. Respecto al control, permaneció en 3.9±0.1 ppm, se encontraron diferencias significativas.

El magnesio aumentó en los tratamientos durante los 45 días. El control permaneció estable (1.08±0.03 mEq/100g). Respecto al control, las diferencias fueron significativas en los tratamientos con gallinaza enterrada (1.30±0.05 mEq/100g) y sin diferencias significativas en los tratamientos en superficie (1.11±0.14 mEq/100g). En cuanto al potasio, se observó un aumento del 52% en los tratamientos con gallinaza incorporada (valor medio final 312±8 ppm) y un descenso del 8% (valor medio final 262±24 ppm) en los tratamientos en superficie. El control permaneció estable en torno a 126.8 ±6 ppm.

El fósforo y el sodio son elementos contenidos en la gallinaza con valores altos (Tabla 1) y por ello se observaron los aumentos citados. El potasio también se encuentra en la gallinaza aunque en menor medida y los cambios observados podrían deberse más a razones de manejo del suelo que al aporte de la gallinaza. El potasio es un elemento fácilmente asimilable por el sistema radicular de las plantas del suelo. Al remover el suelo para incorporar la gallinaza, las capas subsuperficiales quedaron expuestas en la superficie y pudo dañarse el sistema radicular, impidiendo la asimilación del potasio al contrario que en los tratamientos en superficie donde desciende porque el sistema radicular permaneció intacto.

Conclusiones

Las precipitaciones caídas durante el ensayo y la adecuada temperatura propiciaron una correcta incorporación de la gallinaza en la pradera atlántica mejorando las propiedades estudiadas del suelo.

Los tratamientos en los que la gallinaza fue enterrada muestran un mayor beneficio tras 45 días de aplicación de gallinaza en lo que al ciclo del nitrógeno se refiere, manteniendo los valores de nitrato tras los 45 días de la aplicación.

El aporte de gallinaza al suelo puede conllevar aumentos no deseados de sodio y fosforo, que aunque potencian la fertilidad del suelo en dosis idóneas, el exceso podrían implicar problemas en el equilibrio del suelo.

Agradecimentos

Los autores de este trabajo están especialmente agradecidos a Avícola Arbaraitz S.L. que facilitó la gallinaza para el estudio.

Referencias bibliográficas

[1] MARM. 2009. Guía prácticas de la fertilizaicón racional de los cultivos en España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 46-49.

[2] RIRDC. 2015. Land Application of Chicken Litter: A Guide for Users. Rural Industries Research and Development Corporation of Australian Government. 14/094.

[3] Rosa, E., Arriaga, H., Merino, P. 2017. Ammonia emission in a laying hens building equipped with an external manure drying tunnel at lab scale. 3rd International Symposium on Emission of Gas and Dust from Livestock, EMILI. Saint-Malo, France. 136.

Efecto de la adición de biocarbón en la distribución del C en fracciones separadas según tamaño de partícula de un suelo de pasto

Effect of biochar addition on the distribution of C in the different size-fractions of a pasture soil

Saiz-Rubio, R.[1,2*]; Calvelo Pereira, R.[1]; Kong, Y.[1,3]; Shen Q.[1]; Camps Arbestain, M.[1]

[1] Environmental Sciences Group, School of Agriculture and Environment, Private Bag 11222, Massey University, Palmerston North 4442, New Zealand; * ruth.saiz@usc.es

[2] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

[3] College of Forestry, Henan Agricultural University, 95 Wenhua Road, Zhengzhou, Henan 450002, China.

Resumen

El aporte de biocarbón a una pradera durante la renovación del pasto puede ayudar a mejorar las limitaciones del suelo al tiempo que incrementan el carbono orgánico del suelo (COS). Los métodos tradicionales de fraccionamiento físico del suelo no permiten cuantificar adecuadamente la fracción de COS lábil en suelos donde hay biocarbón, ya que la fracción lábil se estima por tamaño de partícula o densidad, con lo que no es posible distinguir la presencia de biocarbón en la misma. En este estudio se utilizó un suelo de pasto en el que crecieron distintas especies de pasto durante 26 meses, con y sin la presencia de biochar (añadido en el horizonte subsuperficial). Mediante la combinación de métodos de fraccionamiento físico y químico (oxidación por dicromato) se estudió la distribución de COS en fracciones separadas por tamaño de partícula (2000-200, 250-53, y < 53 µm). Los resultados obtenidos indican que la suma del C resistente a la oxidación con dicromato (C_{nox}) en las diferentes fracciones obtenidas puede estimar la contribución del C pirogénico al COS total en los suelos estudiados. El tipo de pasto utilizado influyó en la distribución relativa del C en las fracciones CO_{2000}, CO_{250} y CO_{53}. La adición de *biochar* incrementó la reserva de CnO en el horizonte subsuperficial.

Palabras clave: biochar, C pirogénico, pasto, fraccionamiento por tamaño de partícula.

Abstract

Intensively grazed pastures, as those in New Zealand, require periodic renewal that affects soil organic carbon (SOC). Biochar addition to pasture soils during re-sowing can ameliorate soil deficiencies as well as reduce C losses. Conventional soil physical fractionation methodologies misrepresent the contribution of the labile C fraction to the total SOC as pyrogenic is included in this fraction through particle size and density separation procedures. The aim of this study is to combine wet sieving particle-size fractionation with chemical dichromate oxidation to isolate meaningful SOC fraction on a pasture soil after 26 months under different plant species (i.e. 2000-200, 250-53 and < 53 µm) and study the influence of biochar addition to these. The results showed that the sum of all dichromate-resistant C (C_{nox}) at the different size-fractions can be used to estimate the contribution of pyrogenic C to the total SOC in the soils studied. The type of swards influenced the distribution of C in the OC_{2000} and OC_{250}, whereas OC_{53} was independent of pasture type and soil amendment. As expected, biochar amendment increased the amount of C_{nox}.

Keywords: biochar, pyrogenic C, pasture, size-fraction

Introducción

El carbono orgánico del suelo (COS) es un componente importante de los suelos que afecta tanto a las propiedades químicas, como la disponibilidad de nutrientes o el pH, como a las propiedades físicas, i.e. estructura y porosidad del suelo y a la actividad microbiana, pudiendo afectar a la productividad de los cultivos [1]. Los suelos actúan como importantes reservorios de C en la Tierra, con unos stocks de C mayores que la biota y la atmósfera juntos [2], que suponen casi 1600 GtC [3]. Existe un gran interés en su potencial como sumidero de CO_2 en la lucha frente al cambio climático [4], por tanto, es importante el estudio de las interacciones entre los componentes del suelo, orgánicos e inorgánicos, para fomentar esta capacidad [4].

Las tierras de pastoreo intensivo, como es el caso de las de Nueva Zelanda, requieren una renovación frecuente de los pastos para mantener el potencial productivo [5], que supone una pérdida de C en el suelo a corto plazo hasta que se repone con el crecimiento del prado [6]. El biocarbón o *biochar* es una forma carbonosa resultante de la transformación térmica de biomasa en ausencia de oxígeno cuya finalidad es la aplicación al suelo para corregir algún tipo de deficiencia [7]. El *biochar* tiene un gran potencial en el secuestro de C ya que en su composición predominan compuestos aromáticos altamente recalcitrantes, que muchos microrganismos no son capaces de degradar [8]. Además numerosos autores han demostrado su potencial para remediar limitaciones físicas (i.e. porosidad o capacidad de retención de agua) y químicas (e.g. aumento de los nutrientes disponibles) en los suelos [9].

Por otro lado, las metodologías tradicionales de fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula o densidad [10] sobreestiman la contribución de la fracción de C lábil al COS total en suelos en los que hay C pirogénico (e.g. C derivado del *biochar*) [8], ya que la fracción lábil se estima por tamaño de partícula o densidad, con lo que no es posible distinguir la presencia de biocarbón en la misma. Por ello, en este trabajo se propone una modificación del método de fraccionamiento por tamaño de partícula descrito por Curtin *et al.* [11] que incorpora la determinación del C pirogénico mediante una oxidación con dicromato. De este modo se puede estimar la contribución de C pirogénico en las distintas fracciones obtenidas al tamizar por tamaño de partícula y el efecto de la aplicación de *biochar* en un suelo de pastoreo intensivo.

Material y métodos

Los suelos utilizados en este estudio se obtuvieron de un estudio en lisímetros de 26 meses de duración [12]. En un suelo franco limoso (Typic fragiaqualf) con problemas de drenaje en profundidad se invirtió la capa superior del suelo (0-10 cm) colocándola en el subsuelo (10-20 cm) y viceversa, para simular el efecto del arado. En la capa subsuperficial se añadió un *biochar* producido a partir de madera de pino, con alto contenido en C y pocas cenizas (759 g C Kg^{-1} *biochar*, H/C_{org} = 0.62). La tasa de aplicación del *biochar* fue 10 Mg ha^{-1}. Esta dosis se consideró adecuada para estudiar si el *biochar* mejora las limitaciones físicas del suelo en la capa de arado. Se usaron 8 columnas con tratamiento de *biochar* y otras 8 sin él como control (No *biochar*). El ensayo se llevó a cabo durante 26 meses sembrando 2 tipos de pasto: raigrás perenne (*Lolium perenne* L.) (Rye) y una mezcla de dactilo (*Dactylis glomerata* L.) y trébol rojo (*Trifolium pratense* L.) (Mix) [11].

Al final del experimento, 17 muestras de la parte superficial del suelo (0-2 cm de profundidad) y 17 de la subsuperficial (14-16 cm de profundidad), tamizadas (2 mm) en fresco, fueron utilizadas para el fraccionamiento según el tamaño de partícula. Este se llevó a cabo mediante el uso de una sonda de ultrasonidos (10 g suelo con 30 mL de agua desionizada durante 60 s; energía aplicada: 64 J s^{-1} aprox.). Después se realizó un tamizado del suelo dispersado estableciendo las siguientes fracciones según el tamaño de partícula (Fig. 1a): i) 2000–250 µm; ii) 250–53 µm; y iii) < 53 µm. Todas las fracciones obtenidas en el paso anterior

(fraccionamiento físico) junto con una muestra de suelo sin fraccionar fueron secadas, molidas y determinado el C y N total con un vario MACRO cube CHNS elemental analyser (Elementar Analysensysteme GmbH, Germany). Además, otra alícuota fue sometida a oxidación química con dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) [12] para determinar el C orgánico oxidable (C_{ox}) (Fig. 1b). El C no oxidable (C_{nox}) se calcula como la diferencia entre el C total y el C_{ox} en cada una de las fracciones. Por último se establecen diferentes formas (o "pool") de COS (Fig. 1c) considerando el C_{ox} obtenido para cada fracción física establecida en el paso 1 como C orgánico (CO) asociado a cada tamaño de partícula, es decir: CO_{2000}, CO_{250} y CO_{53}. A la suma de todo el C que resiste la oxidación química con dicromato (ΣC_{nox}) se considera el total de C no oxidable o CnO.

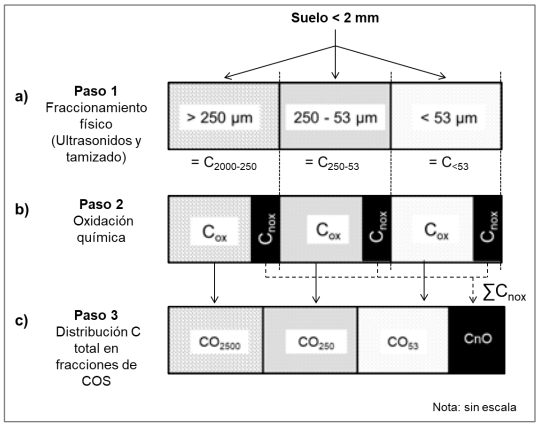


Fig. 1 –Procedimiento de fraccionamiento físico del suelo y distribución del C total en las diferentes fracciones por tamaño de partícula consideradas (CO_{2000}, CO_{250}, CO_{53}, y CnO).

El programa Statistica (versión 8) fue usado para tratar los datos. Se utilizó una ANOVA para establecer diferencias significativas entre tratamientos (*biochar vs* no *biochar*) y determinar el efecto del tipo de pasto (Rye vs Mix) con un nivel de significación de $p < 0.05$.

Resultados y discusión

La distribución del suelo en las fracciones consideradas según el tamaño de partícula varía dependiendo de la profundidad y el pasto considerado. La inclusión de *biochar* aumentó el contenido de suelo en la fracción de tamaño 2000-250 mm para los dos tipos de pasto ($p < 0.05$; datos no mostrados). La fracción <53 µm fue la predominante en todos los casos, correspondiendo a ≥ 76% del suelo seco pesado.

En cuanto a la asignación de C en las distintas fracciones separadas por tamaño de partícula, la concentración de C total en las muestras varió entre 23.4 y 34.5 g C kg^{-1} $suelo_{<2mm}$. La cantidad de C en cada una de las fracciones varió sustancialmente, con valores entre 0.5–10.4 g $C_{2000–250}$ kg^{-1} $suelo_{<2mm}$, 1.0–11.8 g $C_{250–53}$ kg^{-1} $suelo_{<2mm}$, y 15.5–25.8 g $C_{<53}$ kg^{-1} $suelo_{<2mm}$. Como se esperaba, la fracción <53 µm contenía la mayor parte del C, consistente con el resultado de trabajos previos que establecían que >70% del C del suelo está asociado a la fracción fina [13]. En las 2 fracciones de mayor tamaño se observó una mayor concentración de C con el pasto mixto y en presencia de *biochar* ($p < 0.05$).

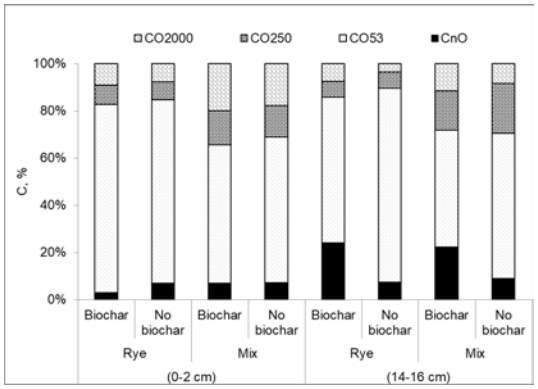


Fig. 2–Distribución de C en las distintas fracciones de COS: OC2000, OC250, OC53 y CnO.

La distribución de C en las distintas formas (o "pool") de COS (CO y CnO) varía entre 3.3-27.0% en CO_{2000}, 5.2-30.0% en CO_{250} y 42.0-84.5% en CO_{53} (Fig.2). El tipo de pasto influyó significativamente ($p < 0.05$) en la distribución relativa del C, ya que el pasto Mix mostró un porcentaje mayor de C en las fracciones CO_{2000} y CO_{250}, independientemente de la adición de

biochar. El porcentaje de CnO varió entre 0.7 y 35.4% del C total (Fig. 2). En esta fracción el tipo de pasto no tuvo ningún efecto, sin embargo sí que se observó una mayor distribución relativa de C en CO_{53} y CnO ($p < 0.05$) en la capa subsuperficial del suelo (14-16 cm) en los suelos con tratamiento con *biochar*.

Estos resultados sugieren que la aplicación de *biochar* de pino favorece la acumulación de C pirogénico resistente a oxidación después de 2 años de cultivo. El C incluido en las fracciones CO_{2000} y CO_{250} es una forma de C más lábil similar a lo que en la literatura se conoce como carbono orgánico particulado (COP), mientras que el C incluido como CO_{53} sería equivalente al C humificado y el CnO a C orgánico resistente [10, 15]

Conclusiones

La utilización de métodos de fraccionamiento físico mediante tamizado en húmedo y ultrasonidos, combinado con la aplicación de métodos químicos simples como la oxidación con dicromato han demostrado ser una alternativa eficaz para determinar la distribución del C en las distintas fracciones del suelo según el tamaño de partícula. Se demostró que el tipo de pasto presenta un efecto en la acumulación de C en ciertas fracciones (CO_{2000}, CO_{250} y CO_{53}). Además esta metodología permite distinguir una fracción de C resistente (CnO) que se ve incrementada cuando los suelos son enmendados con biochar durante el momento de la siembra.

Agradecimientos

A la Red REGATA por la financiación para la realización de la estancia en la Universidad de Massey. Los autores agradecen a Lea Carlesso y Dorian Maniel por su colaboración en el laboratorio y al Dr. S. McNally por el asesoramiento en la metodología de tamizado húmedo.

Referencias bibliográficas

[1] Martínez, H., Fuentes Ezpoz, J., & Acevedo Hinojo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 8, 68-96.

[2] Lorenz, K., & Lal, R. 2016. Soil Organic Carbon – An Appropriate Indicator to Monitor Trends of Land and Soil Degradation within the SDG Framework? Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. German Enviroment Agency.

[3] Batjes, N. 2016. Harmonized soil property values for broad-scale modelling (WISE30sec) with estimates of global soil carbon stocks. Geoderma, 269, 61-68.

[4] Lal, R. 2007. Carbon Sequestration. Philosophical Transactions of the Royal Society B: *Biological Sciences*, 363, 815-830.

[5] Tozer, K., Rennie, G., King, W., Mapp, N., Bell, N., Cameron, C., & Eden, T. 2013. Pasture renewal on Bay of Plenty and Waikato dairy farms: impacts on pasture production and invertebrate populations post-establishment. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, 227-234.

[6] Rutledge, S., Mudge, P., Campbell, D., Woodward, S., Goodrich, J., Wall, A., Schipper, L. 2015. Carbon balance of an intensively grazed temperate dairy pasture over four years. Agriculture, *Ecosystems & Environment*, 206, 10-20.

[7] Lehmann, J., & Joseph, S. 2015. Biochar for environmental management: science, technology and implementation (2nd ed). London:Routledge.

[8] Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B., Sohi, S., & Zimmerman, A. 2015. Persistence of biochar in soil. In Biochar for environmental management. Science, technology and implementation, 235-282. London: Routledge.

[9] Kuppussamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., & Naidu, R. 2016. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. *Environment International*(87), 1-12.

[10] Baldock, J., Sanderman, J., Macdonald, L., Puccini, A., Hawke, B., Szarvas, S., & McGowan, J. 2013. Quantifying the allocation of soil organic carbon to biologically significant fractions. *Soil Research*, 51, 561-576.

[11] Curtin, D., Beare, M., & Qiu, W. 2016. Texture effects on carbon stabilisation and storage in New Zealand soils containing predominantly 2:1 clays. *Soil Research*, 54, 30-37.

[12] Calvelo Pereira, R., Hedley, M., Camps Arbestain, M., Wisnubroto, E., Green, S., Saggar, S., Mahmud, A. 2016. Net changes of soil C stocks in two grassland soils 26 months after simulated pasture renovation including biochar addition. *GCB Bioenergy*, 8: 600-615.

[13] Herath, H., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., Van Hale, R., & Kaal, J. 2014. Fate of biochar in chemically- and physically-defined soil organic carbon pools. *Organic Geochemistry*, 73: 35-46.

[14] McNally, S., Beare, M., Curtin, D., Meenken, E., Kelliher, F., Calvelo Pereira, R., Baldock, J. 2017. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand. *Glob. Chang. Biol*., 23: 4544-4555.

[15] Skjemstad, J., Spouncer, L., Cowie, B., & Swift, R. (2004). Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Aust J Soil Res*, 42: 79-88.

Detección de la floculación incipiente de ácidos húmicos mediante perturbación de pulsos resistivos en TRPS

Detection of the incipient flocculation of humic acids by disturbance of resistive pulses in TRPS

Vázquez Juiz, Laura[1]; Pérez Rodríguez, Paula[1,2];López Periago, José Eugenio[1]; Paradelo Pérez, Marcos[3]; Soto Gómez, Diego[1*]

marialvazquez@uvigo.es, paulaperezr@uvigo.es, edelperi@uvigo.es, mparadelo@uvigo.es, *disoto@uvigo.es

[1] Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Campus Universitario As Lagoas s/n, E-32004 Ourense, Universidad de Vigo. España

[2] Laboratory of Hydrology and Geochemistry of Strasbourg (LHyGeS), EOST, 1 rue Blessig, 67084 Strasbourg CedexUniversité de Strasbourg. Strasbourg, France.

[3] Department of Sustainable Agriculture Sciences, Rothamsted Research, West Common,Harpenden,

Hertfordshire, AL5 2JQ UK.

Resumen

La floculación de la materia orgánica es un proceso determinante para la movilidad del carbono orgánico en suelos y sistemas acuáticos y, en consecuencia, tiene un papel fundamental en el transporte entre compartimentos de la biosfera, con repercusión en el ciclo global del carbono. Se muestran los resultados preliminares de una nueva forma de detección de la floculación incipiente de la materia orgánica disuelta mediante la técnica *Tunable Resistive Pulse Sensing,* TRPS. El principio consiste en la alteración del pulso resistivo en un microporo inducido por los flóculos de materia orgánica al paso de una microsfera de referencia a través del poro. Estos resultados preliminares indican que esta técnica puede complementar los métodos actuales de estudio de la floculación de sustancias húmicas.

Palabras clave: Acidos húmicos, agregación, floculación, microsferas,TRPS.

Abstract

The flocculation of organic matter is a determinant process on the mobility of organic carbon in soil and aquatic systems and consequently has a fundamental role in the transport between compartments of the biosphere with repercussion on the global carbon cycle. Preliminary results of a new way of detecting the incipient flocculation of dissolved organic matter through the *Tunable Resistive Pulse Sensing* TRPS technique are shown. The principle consists on the alteration of the resistive pulse in a micropore induced by changes to the passage of a reference microsphere through the pore. These results indicate that this technique can complement the current methods of study of flocculation of humic substances.

Keywords: Humic acids, aggregation, flocculation, microspheres, TRPS.

Introducción

La floculación de la materia orgánica es un proceso fundamental en el balance de carbono en los suelos porque es un factor desencadenante de su acumulación en los horizontes [1]. Habitualmente, el estudio estático de los flóculos se realiza mediante microscopía electrónica o cromatografía de exclusión, y más recientemente mediante fraccionamiento hidrodinámico AF4. La cuantificación de la dinámica de floculación se lleva a cabo mediante *Small-angle Light Scattering* o *Multi-angle light scattering* [2]. Otra técnica con potencial para el estudio de flóculos y partículas es la de pulsos resistivos, creados cuando una partícula atraviesa un poro y bloquea parte de la corriente que existe entre la parte superior e inferior del mismo (Fig. 1a). Esta técnica, también conocida por el principio de Coulter, ha estado excluida porque los flóculos carecen de la resistividad eléctrica necesaria para generar un bloqueo identificable.

El TRPS es un refinamiento de la técnica Coulter basada en el uso de nano-microporos de tamaño ajustable excavados en una membrana de poliuretano. La tensión de la membrana permite ajustar el tamaño de poro al de las partículas y aumentar la sensibilidad de detección (Fig. 1a). Esto permite determinar el tamaño de partículas individuales [3].

Aun así, los flóculos no siempre producen el pulso resistivo detectable por el TRPS. Algunos hidrocoloides se deforman debido a cambios en el campo eléctrico durante el tránsito y producen una "extrusión" del electrolito en el poro dando lugar a pulsos conductivos, también conocidos como "bloqueos inversos"[4].

Los objetivos de este trabajo son: i) examinar si los ácidos húmicos floculados causan pulsos resistivos o conductivos, y ii) estudiar un nuevo procedimiento alternativo basado en la perturbación de pulso de micropartículas resistivas, MP, para la detección de flóculos mediante TRPS.

Material y métodos

Se usaron ácidos húmicos, AH, de Merck-Sigma-Aldrich, con peso molecular entre 20 y 500 kDa. Se prepararon suspensiones madre de 100 mg AH en 100 mL de agua ultrapura, homegeneizadas empleando vórtex.

Las micropartículas empleadas, MP, son microsferas de poliestireno monodispersas F-Y 100 (Merck-Millipore), de 930±10nm de diámetro sin funcionalizar.

El equipo TRPS es un iZon-qNano (iZon Science Europe Ltd., Oxford, R.U.), equipado con membrana de poliuretano NP1000 que permite ajustar el poro para medir entre 500 y 2000 nm.

Procedimiento experimental

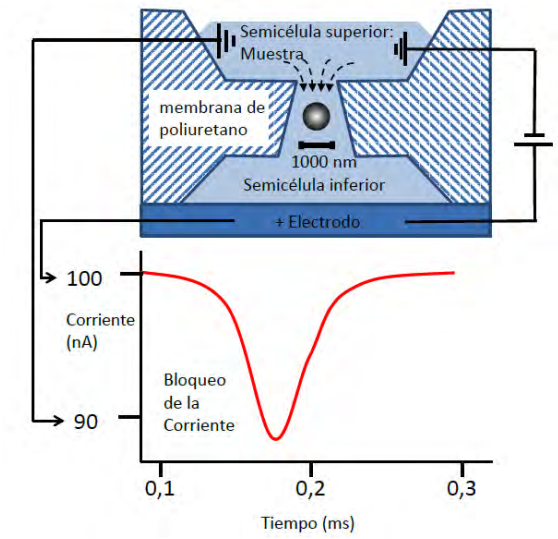
Se prepararon diferentes suspensiones de MP, AH y mezclas de MP-AH en 7 mM $CaCl_2$ a pH 5,8: i) MP sin HA; ii) HA sin MP en concentración 10 mg HA L^{-1} (para comprobar la tasa de bloqueos sin HA);y iii) MP con cinco concentraciones de HA: 2, 4, 6, 8 y 10 mg HA L^{-1}.La concentración de MP fue 1 mg L^{-1} en todos los experimentos.

Las mediciones de TRPS en las suspensiones anteriores se realizaron con tres tiempos de incubación (0,25, 16 y 40 h) a 25ºC.

Después de las medidas con TRPS, los AH se eliminaron de las mezclas de MP-AH anteriores mediante cinco ciclos de centrifugación y resuspensión con 7 mM $CaCl_2$. Luego se repitieron las medidas en las suspensiones lavadas para examinar posibles alteraciones de las MP tras el contacto con los AH.

El procedimiento de medida en TRPS es el siguiente: 75 µL del electrolito se colocan en la celda inferior y 40 µL en la

a



b

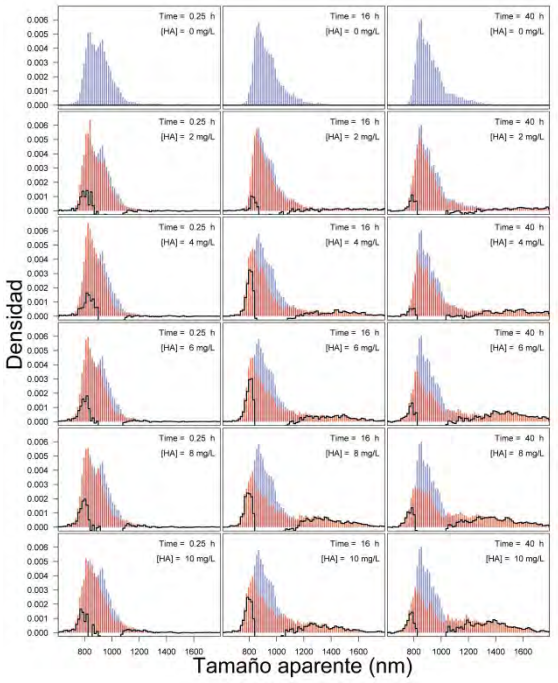


Fig.1. a) Esquema de la detección de un pulso resistivo al paso de un micropartícula resistiva MP a través del poro de TRPS. b) Influencia de la adición de los ácidos húmicos en el histograma de distribución de tamaños de microesferas. Las barras azules indican la distribución de tamaños de MP sin HA, y el color rojizo indica las mezclas de MP-HA. La línea negra representa la diferencia entre el número de bloqueos en presencia de HA menos el número de bloqueos en ausencia de HA y muestra el efecto de distorsión del pulso resistivo inducido por los HA.

celda superior. El voltaje (0,7 V), el estiramiento de la membrana (47 mm) y la presión (66 Pa) se ajustan hasta obtener una corriente con valores entre 70 y 150 nA, utilizando un electrolito libre de partículas. Una vez que la corriente es estable, las muestras de la suspensión (MP, AH o MP-AH) se inyectan en la celda superior del TRPS. Esta configuración es la misma que la utilizada en [3]. El número mínimo de detecciones que deben de registrarse para tener una población significativa es de 500 bloqueos, con una tasa mínima de detección de 0,83 bloqueos por segundo.

Resultados y discusión

Tasas de bloqueo en el TRPS

La tasa de bloqueos del electrolito sin coloides fue 8 10^{-3} s^{-1}, la de 10 mg AH L^{-1} de 4,2 10^{-2} s^{-1} y la de 10 mg MP L^{-1} es de 1,01 10^{2} s^{-1}. Por tanto, la tasa de bloqueos en presencia de AH es cinco veces la del blanco pero muy inferior al umbral operativo del TRPS, y cuatro órdenes de magnitud menor que el de las MP. Por tanto, los AH por sí solos no producen bloqueos significativos ni pulsos conductivos.

La presencia de AH produjo modificaciones significativas en la distribución de tamaños de las MPs (Fig.1b). Se observa que la presencia de AH produce un aumento del rango de la distribución de tamaños de partícula. El diferencial de la distribución está representado por la línea negra en la Fig. 1b, que muestra un aumento de densidad de bloqueos para tamaños menores de 850 nm, y que alcanza su máximo de densidad a concentraciones de 4 a 6 mg L^{-1} AH tras 16 h de incubación. A partir de 1000 nm se produce un aumento de las cuentas con la concentración de AH y el tiempo de incubación.

Estos resultados muestran que la presencia de AH causa una perturbación en la magnitud de bloqueo y que existe una influencia del tiempo de incubación y de la concentración de AH sobre la magnitud de esta alteración. Por otra parte, la medida de TRPS de las MP lavadas después de la incubación mostró una distribución idéntica a la de las MP

que no estuvieron en contacto directo con los AH, lo cual indica que los AH no se adsorbieron a las MP irreversiblemente. Por tanto, el efecto de los AH sobre la medida no se debe la alteración de las MP tras el contacto con los HA.

Dado que los AH no producen pulsos, cabe afirmar que la presencia de AH causa una alteración de los bloqueos al paso de las MP. La comparación entre las trazas de bloqueos en presencia de AH poco floculados (con tiempos de incubación menores de 15 min, Fig. 2a) y más floculados (40 h de incubación, Fig. 2b), indica un cambio sustancial en la amplitud de los pulsos resistivos inducidos por los AH en estado de floculación.

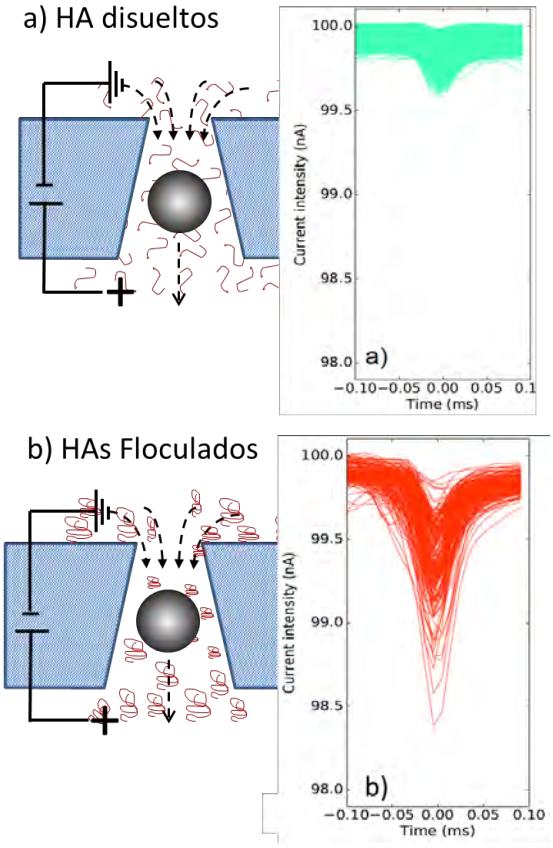


Fig. 2 –Esquema del efecto de la perturbación del pulso resistivo al paso de un micropartícula resistiva en presencia de 10 mg L^{-1} AH. a) bloqueos generados por una microsfera resistiva en presencia de AH no floculados (15 minutos de incubación); b) pulsos amplificados en presencia de HA floculados (40 horas de incubación).

Conclusiones

Este trabajo muestra que el TRPS podría utilizarse como método alternativo para estudiar la floculación de AH en suspensiones acuosas con concentraciones y rangos de pH típicos de las aguas naturales y del agua de poro del suelo.

El método se fundamenta en el análisis de las perturbaciones en el flujo de corriente que crean los HA floculados durante el tránsito de una partícula resistiva que actúa a modo de sonda. Estas perturbaciones dependen de la concentración de AH y del tiempo de incubación, lo cual muestra que la técnica es sensible a factores importantes que actúan sobre la dinámica de floculación.

Agradecimientos

D.S.G. está financiado por el Programa de Becas Predoctorales (FPU) del Ministerio de Educación de España (FPU14 / 00681) y P.P.R. está financiada por una beca postdoctoral otorgada por la Xunta de Galicia (Apoio á etapa de formación posdoutoral - ED481B 2017/031). L.V.J. fue financiada adicionalmente por contratos de investigación CIA y GRC-BV1 (FEDER, Xunta de Galicia).

Referencias bibliográficas

[1] Johnston, AE, Poulton, PR, Coleman, K. 2009. Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. ADV AGRON. 101: 1–57.

[2] Pranzas, PK, Willumeit, R., Gehrke, R.,Thieme, J.,Knöchel, A. 2003. Characterisation of structure and aggregation processes of aquatic humic substances using small-angle scattering and X-ray microscopy. ANAL BIOANAL CHEM. 376(5): 618–625.

[3] Weatherall, E., Hauer, P., Vogel, R., Willmott, GR. 2016. Pulse Size Distributions in Tunable Resistive Pulse Sensing. ANAL CHEM. 88(17): 8648–8656.

[4] Pevarnik, M., Schiel, M., Yoshimatsu, K., Vlassiouk, IV, Kwon, JS, Shea, KJ, Siwy, ZS. 2013. Particle Deformation and Concentration Polarization in Electroosmotic Transport of Hydrogels through Pores. ACS NANO 7(4): 3720–3728.

SESIÓN 5

Suelos y sociedad

ORALES

Efecto de la colonia de gaviota patiamarilla sobre los suelos de dos hábitats de interés comunitario en el Parque Nacional de las Calanques (SE Francia)

Effect of the yellow-legged gull colony on the soils of two habitats of community interest in the Calanques National Park (SE France)

De la Peña-Lastra, Saúl[1*], Otero Pérez, Xosé Lois[1], Affre, Laurence[2], Medail, Frederic[2], Gros, Raphaël[2]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Bioloǵia, Universidade de Santiago de Compostela. 15782-Santiago de Compostela, España. * saul.delapena@usc.es; xl.otero@usc.es;

[2] Institut Méditerranéen de la Biodiversité et d'Ecologie Marine et Continentale (IMBE), Univ. Aix Marseille, CNRS, IRD, Univ. Avignon, Av Escadrille N. Niemen, case 421. 13397 Marseille cedex 20, France. laurence.affre@imbe.fr; frederic.medail@imbe.fr; raphael.gros@imbe.fr;

Resumen

Las aves marinas ejercen una fuerte presión sobre la vegetacion allí en donde ubican sus colonias, llegando a causar la desaparición de especies sensibles. En el Parque Nacional de las Calanques se encuentra una importante colonia de gaviota patiamarilla y comunidades y especies vegetales de elevado interés ambiental. Este trabajo pretende evaluar la influencia de las colonias de esta gaviota sobre las propiedades del suelo en un clima mediterráneo. Para ello, se seleccionaron diferentes subcolonias ubicadas en hábitats de interés comunitario. Las muestras fueron recogidas después del período reproductivo, determinándose el contenido total y formas biodisponibles de N y P. Los resultados muestran un marcado enriquecimiento de estos dos macronutrientes en todas sus formas en los suelos de la colonia con respecto a la parcela control. Estos resultados están de acuerdo con la idea de que las aves marinas son potentes moduladores de las condiciones edáficas de las zonas costeras, ejerciendo una fuerte influencia sobre el ciclo biogeoquímico del N y P. Por consiguiente, la colonización de nuevos espacios o el cambio de la población pudieran provocar un cambio sustancial de las comunidades vegetales e incluso llegar a causar la desaparición de especies con algún nivel de protección.

Palabras clave: Gaviota patiamarilla, N, P, suelos calizos, Parque Nacional de las Calanques.

Abstract

The seabirds exert a strong pressure on the vegetation where they locate their colonies, arriving to cause the disappearance of sensitive species. In the National Park of the Calanques is an important colony of yellow-legged gull and communities and plant species of high environmental interest. This work aims to evaluate the influence of the colonies of this seagull on the properties of the soil in a Mediterranean climate. To do this, different subcolonies located in habitats of community interest were selected. The samples were collected after the reproductive period, determining the total content and bioavailable forms of N and P. The results show a marked enrichment of these two macronutrients in all their forms in the soils of the colony with respect to the control plot. These results are in accordance with the idea that seabirds are powerful modulators of edaphic conditions in coastal areas, exerting a strong influence on the biogeochemical cycle of N and P. Consequently, the colonization of new spaces or the change of the population could cause a substantial change in plant communities and even cause the disappearance of species with some level of protection.

Keywords: Yellow-legged gull, N, P, limestone soils, Calanques National Park.

Introducción

Se han hecho diferentes estudios para comprobar los efectos de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) sobre la vegetación, principalmente en islas de clima húmedo atlántico. Esto es debido a la fragilidad de estos ecosistemas. Algunos efectos observados sobre la vegetación son cambios en la composición, vigorosidad de las especies nativas, introducción de especies ruderales, rotura de plantas, etc.[1]. También se estudió la influencia de estas gaviotas en los suelos y en las aguas[2], observándose cambios muy marcados tanto en la composición como en la cantidad de nutrientes y elementos traza. La población de la gaviota patiamarilla, debido a la presión que ejerce sobre otras especies, ha sido y sigue siendo controlada en varios lugares [3].

No obstante, los estudios en zonas mediterráneas son escasos. Este trabajo pretende contribuir a un mejor conocimiento sobre la dinámica de nutrientes en las colonias de gaviota en zonas de clima mediterráneo.

Material y métodos

El área de estudio comprende dos islas del Parque Nacional de las Calanques pertenecientes al archipiélago de Frioul (SE de Francia). El clima local es mediterráneo, con unas precipitaciones de aproximadamente 350 mm año^{-1} con un período de sequía de verano pronunciado y con más de 200 días de fuertes vientos por año. Estas islas están cubiertas de una vegetación baja, esencialmente un mosaico de matorrales mediterráneos con *Pistacia lentiscus*, *Rosmarinus officinalis*, *Coronilla juncea*, *Lavatera arborea* y pastizales xéricos o halinos con una alta proporción de suelo desnudo y parches rocosos.

Los acantilados estudiados han sido seleccionados en función de la densidad de gaviotas (parcela control, densidad baja de 25-50 parejas ha^{-1} y densidad fuerte de 90-150 parejas ha^{-1}) y de la distribución de *Astragalo tragacanthae-Plantaginetum subulatae* y *Crithmo maritimi-Limonietum pseudominuti,* dos comunidades o hábitats vegetales de interés comunitario (según la directiva 92/43/CEE). Los códigos empleados PCA, PCL, DBA, DBL, DFA y DFL responden a la siguiente nomenclatura: las dos primeras letras indican la densidad de aves (PC: Parcela Control, DB: Densidad Baja, DF: Densidad Fuerte) y la tercera letra hace referencia a la inicial de la especie característica de la comunidad vegetal (A: *Astragalus tragacantha* en el caso de *Astragalo tragacanthae-Plantaginetum subulatae*; L: *Limonium pseudominutum* en el caso de *Crithmo maritimi-Limonietum pseudominuti*).

La población de la gaviota patiamarilla en el Parque Nacional de las Calanques está en regresión, ya que pasó de 12099 parejas en 2010 a 10339 en 2015[4].

El muestreo de suelos se llevó a cabo al final del periodo reproductivo de 2017 ya que, en estudios previos, se determinó que es el momento de mayor impacto posible de las gaviotas sobre el suelo[2]. Para la recogida de las muestras se empleó una pala de mano y un cuadrado de 50x50cm que se lanzó al azar 6 veces en 6 parcelas de 7x5m. En cada ubicación se tomó una muestra de suelo <5 cm.

Los análisis se llevaron a cabo en la fracción tierra fina (<2 mm), determinándose: la textura, separando los finos con un tamiz de 50 µm y las arenas con uno de 200 µm; la conductividad eléctrica con una relación 1:5; el pH en agua en una relación 1:2,5; el N total (NT) en un autoanalizador Leco Truspec CHN; el amonio (NH_4^+) intercambiable y el nitrato (NO_3^-) extraídos a partir de 5 g de suelo húmedo y 50 ml de una disolución 2M KCl; el fósforo total (PT) a partir de la muestra molida y tras un ataque con HNO_3 y HCl (9:3 v/v) concentrado en microondas, y el P asimilable (P-mehlich) extraído mediante el método mehlich 3[5]. El P total y el P-mehlich se determinaron en un espectrofotómetro a 880 ηm de longitud de onda.

Para los análisis estadísticos se realizó una ANOVA de una entrada para la comparación entre parcelas con o sin influencia de gaviota. En las comparaciones en las que falló este análisis se emplearon los métodos de Tukey y Holm-Sidack. Los análisis estadísticos fueron realizados con el programa SigmaStat 3.5.

Resultados y discusión

Los suelos de los acantilados son someros (<10 cm) y desarrollados sobre roca caliza. En lo que se refiere a la textura, aunque variable, suele predominar el limo y arcilla sobre la fracción arena. Los valores de pH variaron de neutros a alcalinos (pH 7-9) y presentaron diferencias significativas entre las parcelas control y las parcelas de alta densidad de gaviota. Las parcelas de densidad baja de gaviota presentaron valores intermedios.

La conductividad eléctrica del suelo osciló entre ambientes con baja carga iónica a medios ligeramente salinos (201-2040 µS cm^{-1}). Los valores más bajos se encontraron en la parcela control de *Astragalus tragacantha* (PCA) y los más altos en la parcela de densidad baja de *Limonium pseudominutum* (DBL). Estas variaciones parecen estar relacionados con las diferencias de orientación, topografía, pendiente y vientos dominantes en los que se encuentran situadas las parcelas de estudio.

Las concentraciones más bajas de las formas de N correspondieron a los suelos de la zona control (PCA y PCL), que presentaron unos valores medios de 0,26±0,09% NT, 9,10±6,23 mg kg^{-1} de N-NH_4^+ y 5,48±1,56 mg kg^{-1} de N-NO_3^- (Figura 1 y Tabla 1). Valores superiores se encontraron en el resto de las parcelas ubicadas en las subcolonias de gaviota, especialmente en las zonas con mayor densidad de gaviotas (DFL y DFA), mostrando diferencias significativas entre localidades en casi todos los casos (Figura 1 y Tabla 1).

Tabla 1 – Valores totales de N y P (diferentes letras muestran diferencias significativas) para las parcelas

Parcela	NT (%)	PT (mg Kg^{-1})
PCA	0,40±0,18a	878±71,9a
DBA	0,68±0,20ab	1388±145,3bc
DFA	1,62±0,52b	1367±332,2c
PCL	0,26±0,09a	818±199,7a
DBL	1,24±0,22b	2088±710,2b
DFL	0,69±0,30ab	1288±576,4a

Al igual que en el caso del N, los suelos de la zona control mostraron la concentración más baja de PT y P asimilable, con valores medios de 818±199 mg kg^{-1} para el PT y 10,43±5,41 mg kg^{-1} en el caso de P asimilable (Tabla 1, Figura 1). Concentraciones significativamente superiores se obtuvieron para los suelos de las subcolonias de gaviota patiamarilla, con valores que fueron de 1,6 a 2,5 veces superiores a los de la zona control para el PT y de 9 a 12 veces en el caso del P asimilable. La práctica totalidad de los valores más elevados se corresponden a las parcelas ubicadas en la zona con fuerte influencia de gaviota (Figura 1 y Tabla 1).

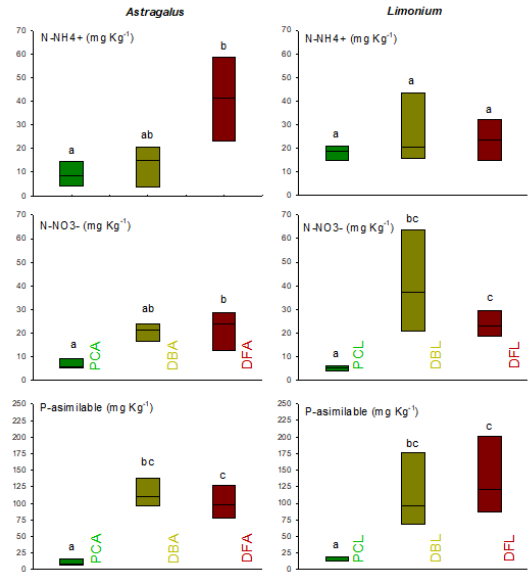


Figura 1 – Formas de N y P asimilable para las diferentes parcelas (diferentes letras muestran diferencias significativas).

La vegetación presente en este Parque es frágil y variaciones en la concentración de nutrientes pueden desencadenar cambios importantes tanto en su composición como en su densidad. La eutrofización de los suelos debido al incremento del N y P biodisponible, asi como la relación entre ambos nutrientes, puede provocar cambios sustanciales en la diversidad vegetal[6]. Varias de las especies presentes en el Parque Nacional están dentro de un sistema de protección nacional o regional, por lo que requieren especial atención por el Organismo de Parques Nacionales.

Conclusiones

La colonia de gaviota patiamarilla presente en el Parque Nacional de las Calanques parece haber modificado el ciclo biogeoquímico del N y P, lo cual puede llegar a tener consecuencias en la diversidad vegetal del archipiélago tal y como ya ha ocurrido en otras zonas. Por tanto, las autoridades del Parque Nacional de las Calanques debieran mantener un programa de vigilancia ambiental centrado en el efecto de la colonia de gaviota sobre aquellos taxones de más valor ambiental.

Agradecimientos

A los servicios del P. N. de las Calanques por las facilidades prestadas durante los trabajos de campo. Este trabajo está financiado principalmente por la Fundación BBVA (España) y también colaboraron el Parc National des Calanques y el IMBE (Francia). Al Ministerio de Educación y Ciencia por la beca FPU otorgada a S. De la Peña-Lastra. A María José Santiso por los análisis de laboratorio.

Referencias bibliográficas

[1] Baumberger, T., Affre, L., Torre, F., Vidal, E., Dumas, PJ., Tatoni, T. 2012. Plant community changes as ecological indicator of seabird colonies' impacts on Mediterranean Islands. ECOL INDIC, 15: 76–84.

[2] Otero, XL., Tejada, O., Martín-Pastor, M., De la Peña, S., Ferreira, TO., Pérez-Alberti, A. 2015. Phosphorus in seagull colonies and the effect on the habitats. The case of yellow-legged gulls (Larus michahellis) in the Atlantic Islands National Park (Galicia-NW Spain). SCI TOTAL ENVIRON. 532: 383-397.

[3] Bosch, M., Oro, D., Cantos, FJ., Zabala, M. 2000. Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the Yellow-legged Gull. J APPL ECOL. 37: 369-385.

[4] Rizet, F. 2015. Dynamique de la population de goélands leucophée (Larus michahellis N., 1840) sur les îles de Marseille et test de la méthode de Distance Sampling. Mémoire de M2 Ecole Pratique des Hautes Etudes. Année universitaire 2014-2015.

[5] Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: a modification of the mehlich 2 extractant. Commun. SOIL SCI PLANT ANAL. 15: 1409-1416.

[6] Kooijman, AM, Dopheide, JCR, Sevink, J., Takken, I., Verstraten, JM. 1998. Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. J ECOL. 86: 511-526.

Obtención de un Bioestimulante edafológico a partir de OKARA

Obtaining an OKARA edaphological bioestimulant through an enzymatic process

ORTS, A.*[1], TEJADA, M. [2], GARCIA-QUINTANILLA, A.[1], GOMEZ-PARRALES, I.[2], PARRADO, J.[1]

[1] Departamento de Bloquímica y Biología Molecular, Universidad de Sevilla[1] , Sevilla, España *angelorts-ext@us.es

[2] *ETSIA, Universidad de Sevilla[2], Sevilla, España*

Resumen

Okara es un subproducto insoluble obtenido durante el proceso de fabricación de leche de soja con una alta concentración de proteínas y carbohidratos de alto peso molecular, fósforo y en compuestos bioactivos (isoflavonas). Su uso está infravalorado debido a su elevada humedad, alto contenido en fibra y baja solubilidad, pero tiene un gran potencial como bioestimulante edafológico. El objetivo de este trabajo es diseñar un proceso de valoración que conduzca a la obtención de un nuevo producto con alta biodisponibilidad con aplicaciones agronómicas y ambientales. La herramienta utilizada fue la aplicación de endoproteasas, y el producto obtenido un extracto enzimático (EE). Se determinaron las condiciones óptimas de hidrolisis (pH, temperatura, sustrato) y los productos se caracterizaron químicamente, de forma general y específica (biomoléculas bioestimulantes como isoflavonas, péptidos y fitatos). Su potencial como biofertilizante, fue realizado por aplicación edafáfica evaluando el efecto en parámetros bioquímicos (actividades enzimáticas) y diversidad microbiana. El EE produjo una gran estimulación de la actividad deshidrogenasa y la fosfatasa comparada con el okara sin tratar, que se correlacionó con un incremento de todas las poblaciones microbianas tanto Gram +, Gran - y hongos en suelos modificados con EE que en el control y suelos con Okara.

Palabras clave: Okara, Deshidrogenasa, PLFA, Aminoácidos, Bioestimulante.

Abstract

Okara is an insoluble by-product obtained during the manufacturing process of soybean milk that contains a high concentration of proteins and carbohydrates of high molecular weight, phosphorus and bioactive compounds (isoflavones). Its use is undervalued due to its high humidity, fiber content and low solubility, but it has a great potential as a bio-stimulant soil conditioner. The objective of this work is to design a valorization process using enzymatic processes that lead to the obtention of a new product with agronomic and environmental applications. The tool used was the application of endoproteases, and the product obtained an enzymatic extract (EE). The optimal conditions of hydrolysis (pH, temperature, substrate) were determined and the products were characterized chemically, in a general and specific way (biostimulatory biomolecules such as isoflavones, peptides and phytates). Its potential as a biofertilizer was made by edaphic application evaluating the effect on biochemical parameters (enzymatic activities) and microbial diversity. The EE produced a great stimulation of the dehydrogenase activity and the phosphatase compared with the untreated okara, which was correlated with an increase of all the microbial populations both Gram +, Gran - and fungi in soils treated with EE than in the control and soils with Okara.

Keywords: Okara, Dehydrogenase, PLFA, Amino Acids, Biostimulant

Introducción

Okara (OK) es un subproducto obtenido durante el proceso de fabricación de leche de soja que tiene un gran potencial para la industria alimentaria debido a su riqueza en proteínas, fitatos y alto contenido en compuestos bioactivos (isoflavonas). (O'Toole, 1999) Sin embargo, está infrautilizado debido a su baja biodisponibilidad causada por su alto contenido de fibra e insolubilidad.

Okara tiene un alto valor nutricional debido a su alta calidad en proteínas, grasas, carbohidratos y fibra. El componente orgánico mayoritario está representado por proteínas que alcanzan el 41.3% seguido de carbohidratos (celulosa y hemicelulosa), presentes en 29.5%. El tercer componente orgánico es grasa 23.6%. En cuanto al componente inorgánico, el contenido de cenizas es 4.05%. (Tabla 1 y 2)

Tabla 1 – Composición química de Okara. Los resultados son expresados en porcentaje (p/p) en relación con material seca

	OKARA (Según Materia Seca)
Humedad (%)	0
Materia Seca (%)	100
C (%)	53.7
N (%)	6.60
C/N	8.13
Proteinas (N x 6.25)	41.28
Microelementos (g/Kg)	
K	9.11
P	6.53

Table 2 - Composición química básica del Okara. (Análisis Aenor. Julio de 2016) Los resultados expresados como % (p/p) son tres valores promedio de análisis. Datos referidos a materia seca material.

Okara	**(%)**
Grasas (%)	23.6 ± 1.2
Proteinas (% N*6.25)	41.28 ± 1.7
Cenizas (%)	4.05 ± 0.3
Carbohidratos (%)	29.5 ± 2.1
Fibra Soluble	2.8 ± 0.2
Fibra Insoluble	26 ± 0.7
Almidón	0.46 ± 0.08

El principal problema que presenta Okara es que este producto debe procesarse muy rápidamente debido a su alto contenido de agua y su rápida fermentación natural, aunque existen formas de preservarlo, pero no son rentables. (Mateos-Aparicio, 2011). Actualmente se usa principalmente en países occidentales como alimento para animales (Rinaldi et al., 2000). Continuando con las nuevas tendencias para obtener bioestimulantes, Okara podría transformarse para su reconversión en un bioestimulante rico en Nitrógeno y Fósforo biodisponible, junto con sus compuestos bioactivos, pudiendo ser una nueva alternativa para su nuevo uso en el medio ambiente com bioestimulante. Por lo tanto, el presente documento tuvo como objetivo producir un bioestimulante de okara a través de hidrolisis enzimáticas utilizando una endoproteasa y se evaluó su efecto sobre las propiedades biológicas del suelo y la comunidad microbiana del suelo.

Materiales y Métodos

Características del proceso de hidrólisis enzimática y okara

OK fue suministrado por la empresa española Soria Natural S.A. Las características químicas de este subproducto se muestran en la Tabla 1 y la Tabla 2. El proceso de hidrólisis se realizó en un biorreactor siguiendo la metodología pH-stat (Adler-Nissen, 1977), utilizando una endoproteasa obtenida por Bacillus Subtilis. Para el proceso de hidrolisis se eligió la incubación con 0.3% de subtilisina (v/v) durante 2 horas a 55ºC sin agitación. Esta temperatura es óptima para la actividad de la subtilisina y mata a la mayoría de los microorganismos presentes en la muestra, lo que retrasa el deterioro al tiempo que contribuye al proceso de solubilización.

Análisis de peso molecular de las proteínas solubles

El contenido de proteína de la fracción soluble de okara se estudió mediante cromatografía de exclusión por tamaño usando un sistema FPLC ÄKTA-purificator (GE Healthcare), cromatografía de filtración y una columna Superdex Peptide 10 / 300GL, con un rango de exclusión entre 700 y 10.000 Da que discrimina péptidos y aminoácidos libres.

Tabla 3 – Composición química de Okara y Extracto Enzimático (Analisis Aenor) expresados en % (p/p). Medias

% p/p	Okara	Extracto Enzimático
Grasas (%)	23.6 ± 1.2	2.2 ± 0.2
Proteinas(% N*6.25)	41.28 ± 1.7	66.54 ± 1.9
Cenizas (%)	4.05 ± 0.3	6.59 ± 0.5
Carbohidratos (%)	29.5 ± 2.1	21.4 ± 2.3
Fibra Soluble	2.8 ± 0.2	4.9 ± 0.8
Fibra Insoluble	26 ± 0.7	5.10 ± 0.5
Almidón	0.46 ± 0.08	0.5 ± 0.01

de triplicados y datos referidos a material seco

Table 4 – Distribución del contenido de proteínas solubles de Okara y el Extracto enzimático referidos a materia seca. Columna Superdex Peptide 10/300GL column.

Peso Molecular(Da)	Proteínas solubles sin hidrolizar (%)	Extracto enzimático (%)
>10,000	91.14	7.85
10,000-5,000	1.09	15.87
5,000-1,000	0.80	0
<1,000	6.98	75.74

Análisis PLFA

Los fosfolípidos se analizaron en el Grupo de Enzimología del Suelo y Biorremediación y en el Laboratorio de Residuos Orgánicos, CEBAS-CSIC, Murcia (España) según Bastida et al. [61]. La concentración de cada PLFA (ng g-1) se usó para indicar las bacterias Gram + y Gram -, así como la biomasa de hongos.

Análisis de actividades enzimáticas como indicadores de la calidad del suelo

La actividad β-glucosidasa se determinó por el método propuesto por (Tabatabai, 1982). La actividad fosfatasa se determinó por el método propuesto por (Tabatabai y Bremmer, 1969). La actividad ureasa se determinó mediante el método propuesto por Kandeler y Gerber (1998) y la actividad deshidrogenasa se determinó por el método Casida (1964).

Resultados y discusión

Después del proceso de hidrólisis, se incrementa la solubilidad de los componentes del Okara.

Las proteínas representan la mayor fracción y en forma de proteínas hidrolizadas (Tabla 4), mayoritariamente péptidos con un tamaño molecular inferior a 1 Kda. En cambio la pequeña fracción de proteínas solubles de Okara son de alto peso molecular superior a 10 KDa.

A continuación se evaluó la potencia bioestimulante en suelo, para ello se midieron diferentes enzimas, como la actividad deshidrogenasa la cual evalua la actividad microbiana general. Tanto el OK como el extracto enzimático, inducen esta actividad siendo en el caso del EE el doble que el OK. Debido a que proporcionan nutrientes de una forma más biodisponibles para los microorganismos. En cuanto a la actividad β-glucosidasa, una enzima involucrada en el metabolismo del carbono, también es fuertemente inducida por tanto por el EE como por el OK de una forma parecida.

La actividad fosfatasa fue significativa en los tratamientos con bioestimulante, permaneciendo durante 30 días. En el caso de la actividad ureasa, no se produce estimulación, debido al aporte nitrogeno de alta absorción (Tabla 6).

Tabla 5. Evolución Gram+, Gram−, Fúngico PLFA (ng g^{-1})

B. Gram+	1 dia	7 dias	15 dias
C	183.3±2.2	186.0±1.2	186.1±1.8
OK1.5%	201.3±1.6	245.2±0.9	397.3±0.9
EH1.5%	284.3±1.2	449.3±0.7	560.0±1.9
B.Gram−			
C	79.4±0.7	79.4±0.4	80.5±0.4
OK1.5%	92.4±1.3	125.6±0.5	205.3±0.6
EH1.5%	111.9±0.8	264.5±0.5	277.5±1
Hongos			
C	17.5±0.8	18.0±0.6	18.3±0.3
OK1.5%	31.0±0.5	39.6±0.4	49.1±0.3
EH1.5%	29.1±0.4	42.4±0.3	57.6±0.3

Tabla 6 - Evolución (media ± ds) durante el período experimental de actividad β-glucosidasa (µmol PNP g^{-1} h^{-1}), actividad deshidrogenasa (µmol INTF g^{-1} h^{-1}), actividad fostatasa (µmol PNP g^{-1} h^{-1}) y actividad aureasa (µmol NH_4^+ g^{-1} h^{-1})

β-glucosidasa

	1 dia	7 dias	15 dias
C	0.50±0.05	0.47±0.02	0.48±0.03
OK1.5%	0.60±0.19	0.75±0.04	0.91±0.12
EH1.5%	0.63±0.15	0.91±0.10	0.85±0.08

Fosfatasa

	1 dia	7 dias	15 dias
C	3.28±0.39	3.25±0.12	3.29±0.13
OK1.5%	3.84±0.37	4.68±0.48	5.04±0.11
EH1.5%	6.52±0.33	9.49±0.50	8.76±0.42

Deshidro-genasa

	1 dia	7 dias	15 dias
C	2.72±0.03	2.81±0.15	2.78±0.32
OK1.5%	3.46±0.22	4.02±0.09	4.60±0.11
EH1.5%	3.84±0.12	7.36±0.43	8.57±0.48

Ureasa

	1 dia	7 dias	15 dias
C	2.29±0.20	2.30±0.12	2.28±0.25
OK1.5%	2.56±0.30	2.90±0.19	3.11±0.31
EH1.5%	2.92±1.76	3.76±0.09	3.83±0.02

Respecto a los PLFA bacterianos y fúngicos el uso tanto de EE como OK induce a un aumento de todas los tipos bacterianos y hongos aumentaron en los primeros días de incubación siendo mucho más potente por parte de EE, esto esta en consonancia con la actividad deshidrogenasa y por la misma razón, es decir, la presencia de péptidos de bajo peso molecular.

Conclusiones

Se ha obtenido un nuevo producto soluble a partir de OK, mediante el uso de proteasas, el EE obtenido está compuesto mayoritariamente por péptidos de bajo molecular.

El EE produce una bioestimulación alta debido a la alta biodisponibilidad de sus componentes por parte de los microorganismos.

Así indujo un aumento rápido de la actividad deshidrogenasa, fosfatasa, y β-glucosidasa, permaneciendo inalterada la ureasa, esta estimulación se une a un incremento de PLFA bacteriano y fúngico.

Referencias Bibliográficas

[1] Orts, A., Cabrera, S., Gomez, I., Parrado, J., Tejada, M. 2017. Use of okara in the bioremediation of chlorpyrifos in soil: Effects on soil biochemical properties. Applied Soil. 121: 172-176.

[2] O'Toole. 1999. Characteristics and use of okara, the soybean residue from soy milk production--a review. J. Agric. Food Chem 47(2): 363-371.

[3] Rodríguez-Morgado, B., Gómez, I., Parrado, J., García-Martínez, A.M., Aragón, C., Tejada, M. 2015. Obtaining edaphic biostimulants/biofertilizers from different sewage sludges. Effects on soil biological properties. Environ. Technol. 36: 2217-2226.

[4] Mateos-Aparicio, I. (2011). Beans by-products, potential sources for functional ingredients. In E. Popescu, & I. Golubev (Eds.), Beans: Nutrition, Consumption and Health (pp. 233-248). New York: Nova Publishers Inc.

[5] Rodríguez-Morgado B, Gómez I, Parrado J, et al. 2014. Behaviour of oxyfluorfen in soils amended with edaphic biostimu-lants/biofertilizers obtained from sewage sludge and chicken feathers. Effects on soil biological properties. Environ Sci Pollut Res. 21: 11027-11035.

[6] Bastida F, Kandelelr E, Moreno JL, et al. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Appl Soil Ecol.40: 318-329.

Influencia del tipo de suelo en la composición en antocianos de la uva

Influence of soil type on grape anthocyanin composition

Pérez-Álvarez, Eva P.[1*]; Martínez-Vidaurre, José M.[1]; Castillo-Río, Carolina[1]; García-Escudero, Enrique[1]; Garde-Cerdán, Teresa[1]

[1] Instituto de Ciencias de la Vid y del Vino (Gobierno de La Rioja, CSIC, Universidad de La Rioja). Ctra. de Burgos km. 6. 26007 Logroño, La Rioja. España. *evapipeal@msn.com

Resumen

El suelo y el clima son factores relevantes en la composición de la uva. Entre los compuestos presentes en la baya, los antocianos determinan en gran medida sus propiedades organolépticas y saludables. Por ello, el objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia del tipo de suelo en los antocianos de uvas de la variedad Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) en las vendimias de 2016 y 2017. Se seleccionaron tres viñedos, localizados en Uruñuela, La Rioja, cuyos suelos se clasificaron como: *Haploxerepts fluvéntico* (HF), *Calcixerepts típico* (CT) y *Palexerolls petrocálcico* (PP). Los resultados mostraron que la malvidina fue el antociano mayoritario en las uvas, independientemente del tipo de suelo y de la añada. Los suelos CT y PP, con menor disponibilidad de nitrógeno que HF, proporcionaron las uvas con mayor concentración de algunos de los antocianos mayoritarios y del total de antocianos, en el año de mayor precipitación. Sin embargo, en el año más seco, únicamente se observaron diferencias significativas para cianidina y delfinidina. En conclusión, las características de los suelos, que condicionan la disponibilidad de nitrógeno para las cepas, junto con el factor añada, fueron determinantes en la composición antociánica de las uvas.

Palabras clave: uva, terroir, compuestos fenólicos, Tempranillo, *Vitis vinifera*.

Abstract

Soil and climate are important factors in the grape composition. Among the compounds present in grapes, anthocyanins mainly determine their organoleptic and healthy properties. Therefore, the aim of this work was to study the influence of soil type on the anthocyanins content of Tempranillo grapes (*Vitis vinifera* L.) in 2016 and 2017 vintages. Three vineyards, located in Uruñuela, La Rioja, were selected, whose soils were classified as: *Fluventic haploxerepts* (HF), *Typic calcixerepts* (CT), and *Petrocalcic palexerolls* (PP). The results showed that malvidin was the major anthocyanin in grapes, regardless of the soil type and the year. The CT and PP soils, with less nitrogen availability than HF, provided the grapes with the highest concentration of several of the major anthocyanins and total anthocyanins, in the year with the highest precipitation. However, in the driest year, significant differences were observed only for cyanidin and delphinidin contents . In conclusion, the soil characteristics, which influence the nitrogen availability for the vines, together with the season, were the factors that determined the grape anthocyanin composition.

Keywords: grape, terroir, phenolic compounds, Tempranillo, *Vitis vinifera*.

Introducción

Los compuestos fenólicos agrupan a una serie de familias químicas entre las que se encuentran los antocianos. Estos compuestos son los principales responsables del color de los vinos tintos, contribuyendo además a las propiedades organolépticas y saludables de la uva y del vino [1].

La síntesis de compuestos fenólicos en la vid presenta mayor variabilidad que la de otros compuestos, ya que las condiciones edafoclimáticas de cada año afectan en gran medida a su contenido en la uva [1]. Suelos con diferente estatus nitrogenado, influyen en el microclima de la vid afectando, entre otros, a la concentración de antocianos de la uva [2].

El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia del tipo de suelo y del clima local (mesoclima) sobre el contenido en antocianos de las uvas de la variedad Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) en el valle del Najerilla (subzona Rioja Alta de la D.O.Ca. Rioja).

Material y métodos

El estudio se desarrolló durante las campañas 2016 y 2017, seleccionando tres parcelas de la variedad Tempranillo (*Vitis vinifera* L.) sobre el portainjerto Richter-110. Los viñedos se sitúan en el área vitícola del valle del Najerilla (D.O.Ca. Rioja), que presenta clima mediterráneo semiárido.

Los datos de temperatura media anual, precipitación y evapotranspiración (FAO-Penman-Monteith) anuales, fueron recogidos por una estación agroclimática del Gobierno de La Rioja localizada en el propio término municipial de estudio. Así, para 2016 y 2017, los valores de la temperatura media fueron 13,2 y 13,3 ºC, la precipitación anual 481 y 398 mm y la evapotranspiración 964 y 1027 mm, respectivamente.

Durante las dos campañas de estudio, no se aplicó fertilizante nitrogenado al cultivo. Cada parcela presentaba un tipo de suelo: *Haploxerepts fluvéntico* (HF), *Calcixerepts típico* (CT) y *Palexerolls petrocálcico* (PP), según la taxonomía americana de suelos [3]. A modo de repeticiones, se marcaron en cada parcela tres filas contiguas de 50 cepas cada una.

De cada uno de los tres tipos de suelo se tomaron muestras a distintas profundidades (0-15, 15-30 y 30-45 cm). En dichas muestras se determinó el nitrógeno elemental según la norma UNE-EN 16168:2012, empleando un analizador elemental CNS.

Por otro lado, en el momento considerado como óptimo de madurez en cada parcela, se seleccionaron al azar 600 bayas por repetición. En los mostos resultantes se analizaron parámetros fisico-químicos generales [4] y el contenido de antocianos de forma pormenorizada. El análisis de antocianos en las uvas se llevó a cabo mediante cromatografía líquida HPLC [5].

Los datos se trataron estadísticamente con el programa SPSS para Windows (Chicago, EE.UU.). El efecto del suelo en los parámetros generales de los mostos y en la concentración de antocianos en las uvas se determinó empleando el análisis de la varianza (ANOVA). Las diferencias entre los tipos de suelo y las añadas, se establecieron por separación de medias, utilizando el test de Duncan calculado a $p \leq 0.05$.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros generales de los mostos procedentes de cada tipo de suelo durante las dos añadas de estudio. Las uvas procedentes del suelo PP presentaron el menor peso de 100 bayas para ambas añadas, lo que puede relacionarse con la mayor intensidad de color (IC) e índice de polifenoles totales (IPT) en estas uvas. Respecto al grado probable, únicamente en 2016 se observaron diferencias en función del tipo de suelo, siendo mayor en las uvas procedentes de los suelos CT y PP que en las de HF. Las muestras CT presentaron mayor pH que las de los suelos HF y PP, para ambas añadas (Tabla 1), mientras que la mayor acidez total se encontró en las uvas HF. En ambos años, la mayor concentración de ácido málico se dio en las uvas HF,

seguidas de CT y por último PP, con las menores concen-traciones. En 2016, el nitrógeno fácilmente asimilable (NFA) fue mayor en CT que en HF, sin diferencias con PP, mientras que en 2017, su contenido fue mayor en HF, seguido de CT y con menor contenido en PP.

En cuanto a los antocianos, su contenido en las uvas procedentes de los tres tipos de suelo para las añadas 2016 y 2017 se muestra en la Tabla 2. El antociano mayoritario en las muestras fue la malvi-dina, coincidiendo con lo observado por otros autores [5, 6], siendo su concen-tración independiente del tipo de suelo y de la añada. En 2016, la concentración de delfinidina, cianidina, petunidina y malvidina fue mayor en las uvas de los suelos CT y PP que en los suelos HF, lo que hizo que el contenido total de antocianos siguiera esa misma tendencia (Tabla 2). Este resultado pudo ser debido a que, en los 45 cm superficiales, el suelo HF presentó mayor contenido de nitrógeno (8.04 Tn N/ha) que CT (5.14 Tn N/ha) y PP (5.72 Tn N/ha), lo que está relacionado con una menor síntesis de antocianos [7]. Sin embargo, en 2017, únicamente se observaron diferencias significativas para cianidina, cuya concen-tración fue mayor en el suelo HF que en el CT, y peonidina, siendo su concentración menor en las uvas procedentes del suelo CT que en las de HF y PP.

Si comparamos ambas añadas, se obser-va que para el suelo HF, las concentra-ciones de delfinidina, cianidina, peonidina y antocianos totales fueron mayores en 2017 que en 2016 (Tabla 2). En el caso del suelo CT, no se encontraron dife-rencias significativas en la concentración de antocianos entre añadas. Para el suelo PP, únicamente el contenido de peonidina fue mayor en las uvas de 2017 respecto a las de 2016. Las diferencias observadas entre ambos años pudieron deberse a la menor precipitación de 2017, ya que una menor disponibilidad de agua se relaciona con una concentración de antocianos mayor [8].

Conclusiones

El suelo con mayor disponibilidad de nitrógeno proporcionó uvas con menor contenido en antocianos, aunque en la segunda añada las diferencias no fueron significativas. Este hecho pudo estar condicionado por la menor precipitación en dicha añada y, por tanto, menor disponibilidad de agua, que hizo que la concentración de antocianos en las uvas fuera mayor.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Gobierno de La Rioja. Los autores agradecen la colaboración de Bodegas Patrocinio de Uruñuela, y a la Unión Europea (fondos FEDER) y al MINECO por la financiación de sus contratos.

Referencias bibliográficas

[1] Pérez-Álvarez, EP. 2017. Cover crops in viticulture: A strategy to modify grape and wine phenolic composition, in Garde-Cerdán, T., Gonzalo-Diago, A., Pérez-Álvarez, E.P. (Eds.), Phenolic compounds: Types, effects and research. Nova Science Publishers Inc., New York, pp. 179-212.

[4] Bell, S.-J., Henschke, P.A. 2005. Implications of nitrogen nutrition for grapes, fermentation and wine. AUST J GRAPE WINE RES. 11: 242-295.

[3] Soil Survey Staff. 2010. Keys to soil taxonomy (11th edition). Pocahontas Press, Blacksburg, Virginia.

[4] OIV, 2014. Recueil des méthodes internationales d'analyse des vins. Office International de la Vigne et du Vin, Paris, France.

[5] Portu, J., López-Alfaro, I., Gómez-Alonso, S., López, R., Garde-Cerdán, T. 2015. Changes on grape phenolic composition induced by grapevine foliar applications of phenylalanine and urea. FOOD CHEM. 180: 171-180.

[6] Gómez-Alonso, S., García-Romero, E., Hermosín-Gutiérrez, I. 2007. HPLC analysis of diverse grape and wine phenolics using direct injection and multidetection by DAD and fluorescence. J FOOD COMPOS ANAL. 20: 618–626.

[7] Pérez-Álvarez, E.P., Martínez-Vidaurre, J.M., Martín, I., García-Escudero, E., Peregrina, F. 2013. Relatioship among soil nitrate nitrogen and nitrogen nutritional status, yield components, and must quality in semi-arid vineyards from Rioja A.O.C., Spain. COMM. SOIL SCI. PLANT ANAL. 44: 232-242.

[8] Koundouras, S., Marinos V., Gkoulioti A., Kotseridis Y., van Leeuwen C. 2006. Influence of vineyard location and vine water status on fruit maturation of nonirrigated cv. Agiorgitiko (*Vitis vinifera* L.). Effect on wine phenolic and aroma components. J AGRIC FOOD CHEM. 54: 5077-5086.

Tabla 1. Parámetros generales de las uvas procedentes de cada uno de los tres tipos de suelo (HF: *Haploxerepts fluvéntico*, CT: *Calcixerepts típico*; PP: *Palexerolls petrocálcico*) durante las añadas 2016 y 2017.

	2016			2017		
	HF	**CT**	**PP**	**HF**	**CT**	**PP**
Peso 100 bayas (g)	249.2±10.7b, A	256.3±11.4b, A	215.7±6.1a, A	267.6±8.0c, A	234.9±11.1b, A	212.5±9.4a, A
Grado probable (% v/v)	12.3±0.4a, A	13.4±0.4b, A	13.13±0.17b, A	12.81±0.35a, A	12.9±0.6a, A	13.6±0.3a, A
pH	3.33±0.03a, A	3.46±0.02b, B	3.28±0.04a, A	3.27±0.03a, A	3.33±0.02b, A	3.28±0.04ab, A
Acidez total (g/l)	5.84±0.25b, A	4.67±0.08a, A	4.8±0.2a, A	7.18±0.06c, B	5.60±0.09b, B	4.8±0.2a, A
Ácido málico (g/l)	2.42±0.20c, A	1.74±0.14b, A	1.19±0.17a, A	4.01±0.07c, B	2.14±0.07b, B	1.29±0.15a, A
IC	3.77±0.31a, A	5.4±0.2b, A	5.73±0.36b, A	5.3±0.7ab, B	4.9±0.5a, A	6.1±0.5b, A
IPT	70.5±1.3a, A	86.8±3.3b, A	98.98±1.14c, A	78.1±4.7a, A	90.8±4.8b, A	106.6±5.2c, A
NFA (mg N/l)	105.7±5.5a, A	144.3±12.9b, A	125.7±25.0ab, B	155.0±13.5c, B	120.3±15.3b, A	79.3±6.7a, A

Para cada año, letras minúsculas diferentes indican que hubo diferencias significativas entre suelos ($p \leq 0.05$). Para cada tipo de suelo, letras mayúsculas diferentes indican que hubo diferencias significativas entre años ($p \leq 0.05$). Los valores se expresan como media ± desviación estándar (n = 3). Abreviaturas: IC, intensidad colorante; IPT, índice de polifenoles totales; NFA, nitrógeno fácilmente asimilable.

Tabla 2. Contenido en antocianos (mg/kg) de las uvas procedentes de cada uno de los tres tipos de suelo (HF: *Haploxerepts fluvéntico*, CT: *Calcixerepts típico*; PP: *Palexerolls petrocálcico*) durante las añadas 2016 y 2017.

	2016			2017		
	HF	**CT**	**PP**	**HF**	**CT**	**PP**
Delfinidina-3-glc	226.0±13.0a, A	284.0±14.0b, A	263.0±2.0b, A	292.5±21.6a, B	282.7±51.4a, A	320.9±43.0a, A
Cianidina-3-glc	24.0±3.0a, A	41.0±0.8c, A	34.0±1.0b, A	62.3±3.1b, B	42.9±7.8a, A	56.9±9.4ab, A
Petunidina-3-glc	172.0±14.0a, A	215.0±12.0b, A	205.0±5.0b, A	203.9±16.1a, A	210.0±33.8a, A	237.4±14.0a, A
Peonidina-3-glc	59.0±7.0a, A	94.0±4.0b, A	78.0±6.0a, A	110.1±2.3b, B	66.8±13.0a, A	105.4±8.5b, B
Malvidina-3-glc	504.0±30.0a, A	601.0±29.0b, A	547.0±43.0ab, A	528.4±42.0a, A	638.6±82.3a, A	635.2±10.9a, A
Total	*986.6±65.4a, A*	*1268.7±70.8b, A*	*1239.6±193.7b, A*	*1197.3±74.5a, B*	*1248.0±199.2a, A*	*1262.2±167.9a, A*

Para cada año, letras minúsculas diferentes indican que hubo diferencias significativas entre suelos ($p \leq 0.05$). Para cada tipo de suelo, letras mayúsculas diferentes indican que hubo diferencias significativas entre años ($p \leq 0.05$). Los valores se expresan como media ± desviación estándar (n = 3). Abreviatura: glc, glucósido.

Efecto de las proteasas sobre el suelo: Bioestimulación y biodiversidad microbiana

Effect of proteases on soil: Biostimulation and microbial biodiversity

Caballero, Pablo[1], Macías, Sandra[1], Rodríguez, Bruno[1], Macías, Ana[1], Morilla, Cristina[1], Tejada, Manuel[2], Parrado, Juan*[1]

[1] Dept. Biochemistry and Molecular Biology, University of Seville, C/ Profesor García González 2, 41012 Seville, Spain. *parrado@us.es

[2] Department Crystallography, Mineralogy and Agricultural Chemistry, E.T.S.I.A., University of Seville, Crta. de Utrera km. 1, 41013 Seville, Spain

Resumen

La fertilidad de un suelo depende del contenido en materia orgánica y de la biodisponibilidad de dicha materia orgánica. El uso de enmiendas orgánicas está aceptado como mejorador de la condiciones físico-químicas y biológicas del suelo. Aunque no existe una literatura muy extensa al respecto, el uso de proteasa como enmienda ha sido anteriormente descrito. Las proteasas son enzimas hidrolíticas que catalizan reacciones de ruptura de proteínas en péptidos y aminoácidos, obteniéndose un producto más biodisponible. Esto está directamente relacionado con la estimulación de la fracción microbiológica y la consecuente mineralización de los nutrientes en el suelo. El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto de una proteasa microbiana como la subtilisina sobre la biodiversidad microbiana y la actividad biológica de un suelo antrosol plágico pobre en materia orgánica. Dicho efecto ha sido evaluado también añadiendo adicionalmente un potenciador de la posible acción bioestimulante como son las queratinas, subproducto proteico insoluble de baja biodisponiblidad. La proteasa ha mostrado un efecto bioestimulante que se ve potenciando cuando va acompañado de un substrato proteico. Se ha constatado la estimulación de actividades enzimáticas del suelo como la deshidrogenasa y fosfatasa, y se ha observado una selección de microrganismos que metabolizan nitrógeno orgánico.

Palabras clave: Proteasa, péptidos, bioestimulación edáfica, ADN metabarcoding, biodiversidad.

Abstract

Soil fertility relies on organic matter content and bioavailability of that organic matter. The use of organic amendments is commonly accepted as an improver of the physical-chemical and biological conditions of soil. Although there is not a very extensive literature in this regard, the use of protease as an amendment has been previously described. Proteases are hydrolytic enzymes that catalyze protein breakdown reactions into peptides and amino acids, obtaining a more bioavailable product. This is directly related to the stimulation of the microbiological fraction and consequently to mineralization of nutrients in the soil. The aim of this work is to study the effect of a microbial protease, such as subtilisin, on the microbial biodiversity and biological activity of a poor-in-organic-matter plagic antrosol soil. This effect has also been evaluated by adding an enhancer of the possible biostimulating activity, such as keratins, which is an insoluble-protein, low-bioavailable byproduct. The protease has shown a biostimulant effect that is enhanced when it is accompanied by a protein substrate. Stimulation of soil enzymatic activities, such as dehydrogenase and phosphatase, and selection of microorganisms that metabolize organic nitrogen has been observed.

Keywords: Protease, peptides, soil biostimulation, DNA metabarcoding, biodiversity.

Introducción

Las enmiendas orgánicas actúan como fuentes de nutrientes favoreciendo la estructura del suelo y estimulando la actividad microbiana [1]. La biodisponibilidad de la materia orgánica del suelo es un factor importante en términos de fertilidad y se correlaciona con su efecto bioestimulante. Las proteasas, al igual que otras enzimas hidrolíticas, catalizan reacciones de hidrólisis proteica descomponiéndolas en péptidos y aminoácidos [2], dando lugar a un producto más biodisponible.

Algunos estudios recientes constatan el efecto fertilizante de la proteasa como enmienda agrícola [3]. La aplicación de este tipo de enzimas sobre compuestos orgánicos con baja biodegradabilidad, como las queratinas procedentes de la industria avícola, pueden suponer una fuente de carbono y nitrógeno importante en el suelo. Es conocido que el aumento de nitrógeno y la consecuente estimulación de la actividad microbiana como consecuencia de la acción de la proteasa promueve la mineralización de la materia orgánica y el fósforo orgánico [3], sugiriendo los beneficios del uso de la proteasa como enmienda biofertilizante.

La hipótesis de partida es que el uso de enzimas hidrolíticas como enmienda acelerará la degradación de la materia orgánica presente en el suelo, aumentando así la biodisponibilidad de nitrógeno y estimulando la actividad microbiana [4]. Dicha estimulación deberá verse potenciada cuando la enzima vaya acompañada de una fuente orgánica proteica como la queratina.

Métodos

Diseño de los experimentos

Las principales características del suelo utilizado, un antrosol plágico [5], aparecen en la tabla 1.

Los ensayos se llevaron a cabo por triplicado. Se han empleado microcosmos con 200 g de suelo que se mantuvieron semicerrados a una temperatura de 20 ± 2 °C durante 28 días. Los días 0, 7, 12 y 28 del período de incubación se tomaron muestras de los diferentes ensayos.

Tabla 1: Características del suelo

pH (H_2O)	7,9 ± 0,2	
CO_3^{2-} (g kg^{-1})	203 ± 12	
Arena fina (g kg^{-1})	142 ± 35	
Arena gruesa (g kg^{-1})	387 ± 26	
Limo (g kg^{-1})	242 ± 19	
Arcilla (g kg^{-1})	229 ± 10	
Tipos de arcilla	Esmectita Caolinita Illita	66% 20% 14%
Materia orgánica (g kg^{-1})	1,1 ± 0,2	
Ácido húmico (mg kg^{-1})	18,5 ± 2,4	
Ácido flúvico (mg kg^{-1})	9,8 ± 1,1	
N total (g kg^{-1})	0,4 ± 0,1	
P Olsen (mg kg^{-1})	8,8 ± 0,7	

Las enmiendas añadidas al suelo han sido proteasa (0,01% p/p), queratina (0,2% p/p) y una mezcla de ambas enmiendas (MIX: queratina 0,02 % p/p y proteasa 0,01% p/p). Las queratinas fueron proporcionadas por el matadero de aves de corral Tomas Guerrero S.L. Fueron trituradas y autoclavada (121 ºC, 30 minutos). La proteasa utilizada fue una subtilisina comercial (L-450 de Biocon). Ambas enmiendas fueron añadidas al medio que seguidamente fue homogenizado.

Determinación de actividades enzimáticas

Las actividades enzimáticas del suelo medidas fueron deshidrogenasa, fosfatasa y β-glucosidasa. La actividad deshidrogenasa se determinó por la reducción de cloruro de 2- [4-yodofenil] -3- [4-nitrofenil] -5-feniltetrazolio (INT) a p-yodonitrotetrazolio formazano (INTF), según lo descrito por García et al [6]. La actividad de la fosfatasa se determinó usando el método descrito por Tabatabai y Bremner [7], usando p-nitrofenil fosfato como sustrato. Por último, la actividad β-glucosidasa se determinó usando como substrato el p-nitrofenil-β-d-glucopiranosido [8].

Secuenciación genómica

La extracción del ADN total de cada muestra se llevó a cabo usando el kit DNeasy Power-Soil DNA isolation (Qiagen), siguiendo las instrucciones del fabricante. Para la preparación de las bibliotecas de ADN metabarcoding bacteriano, se procedió a la amplificación mediante PCR de la región 16S del ARNr bacteriano, usando los cebadores Bakt_341F y Bakt_805R [9]. Para la preparación de las bibliotecas de ADN metabarcoding de hongos, se procedió a la amplificación mediante PCR de la región ITS2 del ARNr fúngico, usando los cebadores ITS86F y ITS4 [10,11]. Posteriormente las bibliotecas fueron purificadas, agrupadas y secuenciadas mediante el equipo MiSeq PE300 de Illumina.

Las secuencias obtenidas fueron procesadas usando el software Qiime 1.9.0. Las lecturas de 16S y de ITS2 se agruparon en OTUs utilizando el enfoque de novo en Qiime, y cada OTU fue asignado a un taxón microbiano utilizando el clasificador RDP [12] o a un taxón fúngico utilizando un algoritmo Blasth y la database de referencia UNITE, con un umbral de confianza del 97%.

Resultados y discusión

Actividades enzimáticas

La proteasa, las queratinas y el MIX estimularon inmediata la actividad microbiológica del suelo, evidenciado por el incremento de actividad deshidrogenasa entre los días 5 y 7 (fig. 1). El día 5, el MIX mostró un aumento de 7 veces de la actividad deshidrogenasa con respecto al control. Las otras dos enmiendas por separado sin embargo vieron desplazado su pico máximo de actividad dos días después (6 veces más que el control) (fig. 1).

La actividad fosfatasa también se vio estimulada como consecuencia de la adición de queratina. La proteasa en sí misma como enmienda no supuso una estimulación de la actividad fosfatasa en el suelo. Esto puede deberse al bajo contenido en materia orgánica del suelo (tabla 1). Sin embargo, cuando hay exceso de materia orgánica en el suelo (MIX, fig. 2), la actividad fosfatasa se vio estimulada en mayor medida que cuando se aplicó queratina únicamente.

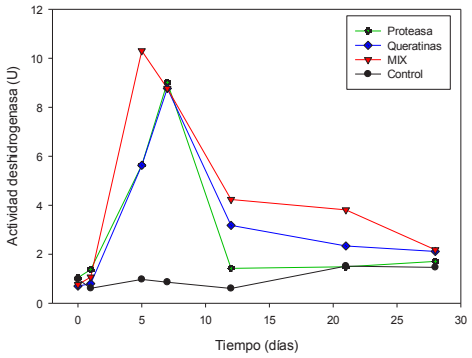


Figura 1: Actividad deshidrogenasa.

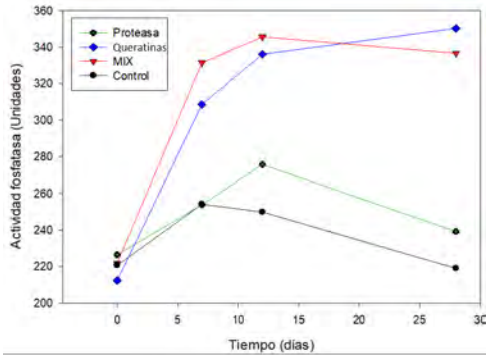


Figura 2: Actividad fosfatasa

La actividad β-glucosidasa no sufrió cambios a lo largo del ensayo. El valor de las muestras con enmienda fue similar al de los controles (figura no incluida).

Efecto sobre la biodiversidad

Aunque es un experimento a corto plazo, se observaron algunos cambios en la composición microbiana a lo largo del ensayo (fig. 3). A grandes rasgos se puede decir que la presencia de nitrógeno biodisponible como resultado tanto de la actividad enzimática como de la adición de queratina conlleva una disminución de

las bacterias fijadoras de nitrógeno (ej. *f. Bradyhrizobium*). Dicha disminución en los ensayos en los que se había añadido únicamente queratina.

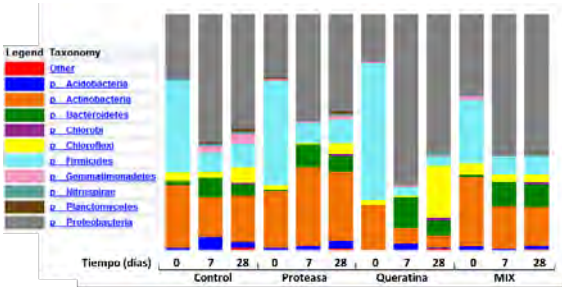


Figura 3: Gráficas de abundancia relativa bacterianas.

Por otro lado, la adición de queratina se correlaciona con un aumento de los géneros bacterianos implicados en la excreción de enzimas proteolíticas (ej. *g. Lysobacter*) y también algunos géneros descritos por usar nitrato como aceptor de electrones (ej. *g. Rodanobacter*).

Otros OTUs bacterianos que aumentaron fueron *p. Chloroflexi*. y *o. Burkholderiales*.

Cabe destacar también que como consecuencia de la adición de queratina y proteasa se vieron estimulados hongos saprófitos, principalmente *o. Sordoriales* y *o. Mortierallales.*

Conclusiones

La proteasa como enmienda ha mostrado tener un efecto fertilizante que se ve reflejado en la estimulación de las actividades deshidrogenasa y fosfatasa. Su efecto se potencia cuando el contenido en materia orgánica proteica no es limitante.

La proteasa y la queratina han afectado a la biodiversidad microbiana, favoreciendo la selección de comunidades microbianas cuyo metabolismo es dependiente del nitrógeno orgánico.

Referencias

[1] R. Albiach, R. Canet, F. Pomares, F. Ingelmo. 2000. Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil, Bioresour. Technol. 75: 43–48. doi:10.1016/S0960-8524(00)00030-4.

[2] A. Sumantha, C. Larroche, A. Pandey. 2006. Microbiology and industrial biotechnology of food-grade proteases: A perspective. Food Technol. Biotechnol. 44 (2): 211–220.

[3] W. Han, M. He. 2010. Short-term effects of exogenous protease application on soil fertility with rice straw incorporation, Eur. J. Soil Biol. 46: 144-150.

[4] Y. GU, X. YUN, X. ZHANG, S. TU, X. SUN, K. Lindström. 2008. Effect of Different Fertilizer Treatments on Quantity of Soil Microbes and Structure of Ammonium Oxidizing Bacterial Community in a Calcareous Purple Paddy Soil, Agric. Sci. China. 7: 1481–1489.

[5] Belgien Fonds des Accidents du Travail, World reference base for soil resources 2014 : international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps., FAO, 2014.

[6] C. Garcia, T. Hernandez, F. Costa. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils, Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28: 123-134.

[7] M.A. Tabatabai, J.M. Bremner. 1999. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity, Soil Biol. Biochem. 1: 301–307.

[8] G. Masciandaro, B. Ceccanti, C. Garcia. 1994. Anaerobic digestion of straw and piggery wastewaters: II. Optimization of the process., Agrochimica. 38: 195-203.

[9] D.P. Herlemann, M. Labrenz, K. Jürgens, S. Bertilsson, J.J. Waniek, A.F. Andersson. 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea, ISME J. 5: 1571-1579.

[10] T.J. White, T. Bruns, S. Lee, J. Taylor. 1990. AMPLIFICATION AND DIRECT SEQUENCING OF FUNGAL RIBOSOMAL RNA GENES FOR PHYLOGENETICS, iPCR Protoc. Elsevier.

[11] C.Y. Turenne, S.E. Sanche, D.J. Hoban, J.A. Karlowsky, A.M. Kabani. 1999. Rapid identification of fungi by using the ITS2 genetic region and an automated fluorescent capillary electrophoresis system., J. Clin. Microbiol. 37: 1846-51.

[12] Q. Wang, G.M. Garrity, J.M. Tiedje, J.R. Cole. 2007. Naive Bayesian Classifier for Rapid Assignment of rRNA Sequences into the New Bacterial Taxonomy, Appl. Environ. Microbiol. 73: 5261-5267.

Aplicación de tres ácidos orgánicos en suelos: efectos sobre la comunidad bacteriana

Application of three organic acids in soils: effects on bacterial community

Macías-Benítez, Sandra[1]; Rodríguez-Morgado, Bruno[1]; Caballero Jiménez, Pablo[1]; Macías Augustín, Ana María[1]; Morilla Murga, Cristina[1]; García-Martínez, Ana María[1]; Tejada Moral, Manuel[2]; Parrado Rubio, Juan[1*]

[1] Dpto. Bioquímica y Biología Molecular, Facultad de Farmacia, Universidad de Sevilla. c/ Profesor García González, 2, 41012, Sevilla, España. *parrado@us.es

[2] Dpto. Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, E.T.S.I.A., Universidad de Sevilla. Crta. de Utrera km.1, 41013,Sevilla, España.

Resumen

El objetivo del presente trabajo es estudiar el efecto sobre las propiedades químicas y biológicas de un Antrosol Plágico, tras la aplicación de los ácidos láctico, oxálico y cítrico. Estos ácidos orgánicos de cadena corta, que forman parte normalmente de los exudados rizosféricos poseen funciones relacionadas con la captación de nutrientes, entre los que se encuentran varios cationes o el fósforo. La aplicación de estos ácidos causa una disminución momentánea del pH de los suelos mientras están presentes en los mismos ya que son mineralizados por la biomasa microbiana, lo que causa un aumento de su actividad y como consecuencia modificaciones en la estructura de las comunidades bacterianas. Estas modificaciones están directamente relacionadas con la capacidad que tienen los diversos microorganismos de, en primer lugar, sobrevivir en nuevas condiciones físico-químicas y en segundo lugar y más importante, de utilizarlos como fuente de carbono y energía. Finalmente, este estudio propone el empleo de los ácidos láctico y cítrico como potenciales inductores de la fertilidad en suelos ya sea por inducir la predominancia de microorganismos de interés o estimulando la actividad de los microorganismos en general.

Palabras clave: ácidos orgánicos, biodiversidad, ADN metabarcoding, PGPR, bioestimulación edáfica.

Abstract

The objective of the present work is to study the effect on chemical and biological properties of Plagic Anthrosol after application of lactic, oxalic and citric acids. These low molecular weight organic acids, which are normally present in rhizospheric exudates, are related to the uptake of nutrients, which include several cations or phosphorus. Application of these acids causes a momentary decrease in soils pH value while they are present in them until they are mineralized by the microbial biomass, causing an increase in their activity that leads to modifications in the structure of bacterial communities. These modifications are, in first place, directly related to the ability of some microorganisms to survive in new physico-chemical conditions and, in second place and more important, to use them as a source of carbon and energy. Finally, this study proposes the use of lactic and citric acids as potential soil fertility inducers, either by inducing the predominance of microorganisms of interest or by stimulating the activity of soil microorganisms in general.

Keywords: organic acids, biodiversity, DNA metabarcoding, PGPR, edaphic biostimulation

Introducción

Muchos organismos del suelo producen grandes cantidades de exudados como parte de sus mecanismos de adquisición de nutrientes [1]. Estos exudados se componen principalmente de hidratos de carbono, ácidos carboxílicos y aminoácidos.

Los ácidos orgánicos de bajo peso molecular (LMWOAs) presentes en los exudados radiculares comprenden una serie de ácidos alifáticos y aromáticos con un peso molecular máximo de 300 Da. Provocan alteraciones en las condiciones del suelo, ya que incrementan la disponibilidad de cationes y la solubilidad del fósforo [1, 2], actúan como fuente de carbono para los microorganismos de la rizosfera [3], y afectan a la estructura de las comunidades microbianas [4].

El desarrollo en los últimos años de técnicas de secuenciación masiva más eficientes y económicas, ha hecho posible su aplicación al estudio de la dinámica poblacional de forma más precisa de lo que permitían las técnicas convencionales. Diversos estudios avalan el uso de estas técnicas para comparar cuantitativamente la composición de la comunidad microbiana y los patrones generales de diversidad entre diferentes tratamientos [5].

Para este trabajo se han seleccionado los ácidos láctico, oxálico y cítrico debido a que se ha descrito que son capaces de producir un aumento en la biodisponibilidad de nutrientes de interés como el fósforo [2,6].

Materiales y métodos

El suelo utilizado fue un Antrosol Plágico procedente de un terreno experimental de la Universidad de Sevilla [7] cuyas principales características se muestran en la Tabla 1:

Tabla 1- Características del suelo.

pH (H_2O)	7,9 ± 0,2	
CO_3^{2-} (g kg^{-1})	203 ± 12	
Arena fina (g kg^{-1})	142 ± 35	
Arena gruesa (g kg^{-1})	387 ± 26	
Limo (g kg^{-1})	242 ± 19	
Arcilla (g kg^{-1})	229 ± 10	
Tipos de arcilla	Esmectita Caolinita Illita	66% 20% 14%
Materia orgánica (g kg^{-1})	1,1 ± 0,2	
Ácido húmico (mg kg^{-1})	18,5 ± 2,4	
Ácido flúvico (mg kg^{-1})	9,8 ± 1,1	
N total (g kg^{-1})	0,4 ± 0,1	
P Olsen (mg kg^{-1})	8,8 ± 0,7	

Se han empleado microcosmos con 200 g de suelo a los que se añadió 0,05 µmoles de ácido láctico, cítrico y oxálico respectivamente por cada gramo de suelo. Los controles no fueron suplementados.

Los ácidos orgánicos fueron extraídos usando H_2SO_4 1 N como tampón de extracción [2]. Posteriormente los extractos se analizaron por RP-HPLC. Se usó una columna de fase reversa C18, KH_2PO_4 0,2 M + 1,5% metanol como fase móvil y un detector UV/Visible ajustado a 215 nm.

La actividad deshidrogenasa del suelo se determinó mediante una modificación del método de Tabatabai [8].

La extracción del ADN total de cada muestra se llevó a cabo usando el kit DNeasy Power-Soil DNA isolation (Qiagen), siguiendo las instrucciones del fabricante. Para la preparación de las bibliotecas de ADN metabarcoding, se amplificó mediante PCR la región 16S del ARNr bacteriano, usando los cebadores Bakt_341F y Bakt_805R [9]. Posteriormente las bibliotecas fueron purificadas, agrupadas y secuenciadas mediante el equipo MiSeq PE300 (Illumina).

Las secuencias obtenidas fueron procesadas usando el software Qiime 1.9.0. Las lecturas de 16S se agruparon en OTUs utilizando el enfoque *de novo* en Qiime, y cada OTU fue asignado a un taxón microbiano utilizando el clasificador RDP [10] con un umbral de confianza del 97%.

Resultados y discusión

Tras añadir los ácidos orgánicos al suelo podemos observar cómo se produce una disminución del valor del pH (Fig. 1). Mientras que el ácido cítrico y el láctico causan una bajada instantánea del pH de aproximadamente 0.5, el oxálico produce

una disminución menos acentuada y retrasada temporalmente. Posteriormente, el pH de todos los tratamientos retorna a los valores del control.

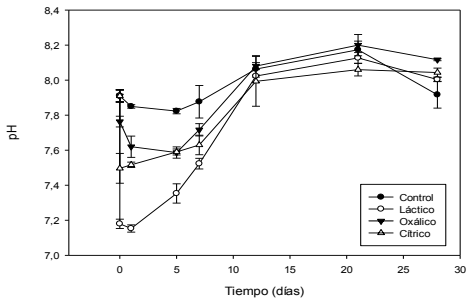


Fig. 1 – Cambios de pH en el suelo

Al analizar el contenido en ácidos (Fig. 2) observamos la desaparición en más de un 70% del ácido láctico tras 5 días, y de los ácidos oxálico y cítrico tras 7.

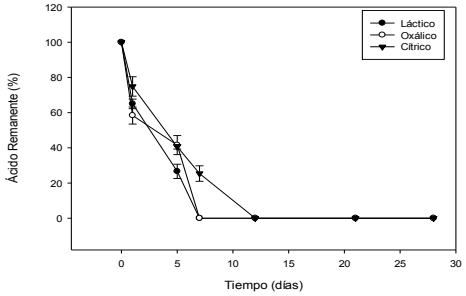


Fig. 2–Cambios en el contenido de ácidos orgánicos de las muestras.

Como se describe en estudios previos, la desaparición del ácido láctico puede ser debida a la actividad microbiana [6], la cuál, también podría ser responsable de la desaparición del oxálico y el cítrico. Esta hipótesis se ve respaldada por los resultados obtenidos en el análisis de metabarcoding.

La actividad deshidrogenasa, que se ha propuesto como un buen indicador de la actividad biológica en el suelo [11], muestra en los tratamientos con ácido láctico y cítrico una estimulación significativa con respecto al control, la cual no se observa en los tratamientos con oxálico (Fig. 3). El máximo de actividad de las muestras tratadas con ácido cítrico está ligeramente retrasado con respecto al del ácido láctico, lo cual puede estar relacionado con el mismo retraso observado en la desaparición de dicho ácido.

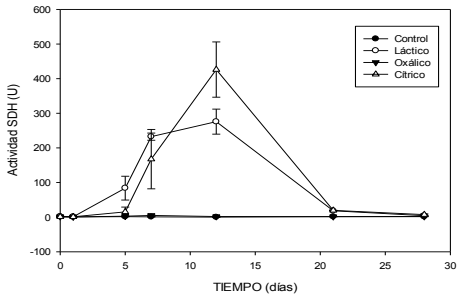


Fig. 3 – Actividad deshidrogenasa.

Con respecto a la estructura de las comunidades microbianas, a tiempo cero, las diferencias en la composición taxonómica de las distintas muestras no son significativas, sin embargo, podemos comprobar como dichas poblaciones varían en función del tratamiento aplicado a lo largo del ensayo, estando fundamentalmente compuestas por microorganismos pertenecientes a los filos *Actinobacteria*, *Firmicutes* y *Proteobacteria* (Fig. 4)

En la muestra control podemos observar una acusada disminución (30%) en la abundancia relativa del filo *Firmicutes* y un incremento en la del filo *Proteobacteria* (27%), manteniéndose así hasta el final del ensayo.

En los suelos tratados con ácido oxálico observamos un incremento en la abundancia relativa del filo *Proteobacteria* hasta el 80%, correspondiente con la aparición del orden *Burkholderiales* y concretamente de la familia *Oxalobacteraceae*, compuesta por microorganismos capaces de consumir el ácido oxálico [12].

En los suelos tratados con ácido láctico, se detecta un incremento del filo *Actinobacteria*, principalmente de la familia *Micrococaceae* capaces de crecer en presencia de éste ácido, y también de *Firmicutes*, como los géneros *Bacillus* o *Pelosinus* [13], capaces de utilizar el ácido láctico como fuente de carbono y energía.

En los suelos tratados con ácido cítrico se produce un aumento del filo *Firmicutes*,

debido a la aparición de la familia *Clostridiaceae*, capaces de consumir el ácido cítrico [14].

Cabe destacar como en los suelos tratados con los ácidos láctico y cítrico se observa la aparición de *Proteobacterias*, de las familias *Pseudomonaceas*, *Xanthomonaceas* o del género *Sinorhizobium,* todas ellas descritas como PGPR [6].

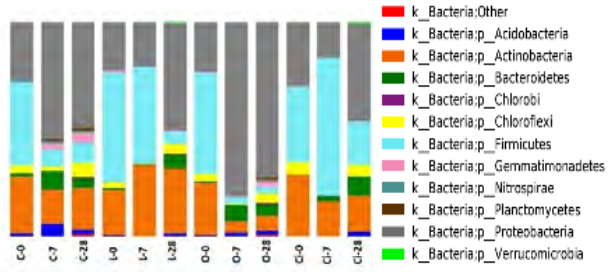


Fig. 4–Gráficas de abundancia relativa para cada filo

Conclusiones

La aplicación de ácidos orgánicos al suelo produce una bajada significativa en los valores de pH, así como también una modificación en la composición de las poblaciones microbianas, apareciendo diversas especies que han sido identificadas como PGPR.

Por otra parte, los ácidos cítrico y láctico son capaces de inducir una gran estimulación de las poblaciones microbianas del suelo, mientras que el ácido oxálico no produce ningún tipo de estimulación.

Todo ello nos lleva a postular a los ácidos cítrico y láctico como posibles candidatos para su uso como inductores de la fertilidad en suelos.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía (Proyecto de Excelencia RNM-2011-7887).

Bibliografía

[1] Strobel BW. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution — a review. Geoderma 99, 169–198.

[2] Bolan NS, Naidu R, Mahimairaja S, Baskaran S. 1994. Influence of low-molecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. Biol Fert Soils 18, 311–319.

[3] Haoliang L, Chongling Y, Jingchun L. 2007. Low-molecular-weight organic acids exuded by Mangrove (Kandelia candel (L.) Druce) roots and their effect on cadmium species change in the rhizosphere. Environ Exp Bot 61, 159–166.

[4] Baudoin E, Benizri E, Guckert A. 2003. Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere. Soil Biol Biochem 35, 1183-1192.

[5] Rousk, J., Bååth, E., Brookes, P.C. Lauber, C.L., Lozupone, C., Caporaso, J.G., Knight, R., Fierer, N.,2010. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. ISME J. 4, 1340-1351

[6] Rodríguez-Morgado, B, Caballero Jiménez, P, Tejada Moral, M, Parrado Rubio, J. 2017. Effect of l-lactic acid from whey wastes on enzyme activities and bacterial diversity of soil. Biology and Fertility of Soils. 53, 389-396.

[7] Tejada M., García-Martínez A.M., Rodríguez-Morgado M., Carballo M., García-Antras D., Aragón C., Parrado J. 2013.Obtaining biostimulant products for land application from the sewage sludge of small populations. Ecological Engineering. 50, 31-36.

[8] Tabatabai MA, 1994. Soil enzymes. In: Weaver RW, Angle S, Bottomley P, Bezdicek D, Smith S, Tabatabai A, Wollum A (Eds) Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp 775–833.

[9] Herlemann DPR, Labrenz M, Jürgens K, Bertilsson S, Waniek JJ, Andersson AF. 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. ISME J. 5, 1571-1579.

[10] Wang Q, Garrity GM, Tiedje JM, Cole JR. 2007. Naive Bayesian classifier for rapid assignment of rRNA sequences into the new bacterial taxonomy. Appl Environ Microbiol. 73, 5261–5267.

[11] Nannipieri P, Grego S, Ceccanti C. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In Bollag J-M, Stotzky G, (Eds) Soil Biochemistry vol 6. Marcell Dekker. New York, pp 293-355.

[12] Baldani, J.I., Rouws, L., Cruz, L.M., Olivares, F.L., Schmid, M., Hartmann, A. 2014. The Family Oxalobacteraceae. Rosenberg, E., (Eds.), The Prokaryotes: Alphaproteobacteria and Betaproteobacteria, Springer Berlin Heidelberg, pp. 919-974

[13] Beller, H.R., Han, R., Karaoz, U., Lim, H., Brodie, E.L. 2013. Genomic and physiological characterization of the chromate-reducing, aquifer-derived Firmicute Pelosinus sp. strain HCF1. Applied and environmental microbiology 79, 63-73.

[14] Antranikian G, Friese C, Quentmeier A, Hippe H, Gottschalk G. 1984. Distribution of the ability for citrate utilization amongst Clostridia. Arch Microbiol. 138, 179–182.

SESIÓN 5

Suelos y sociedad

POSTERS

Estudio de los suelos de la Comarca de Molina de Segura (Murcia, SE España) para un sistema agropolitano sostenible y resiliente

Study of the soils of the Comarca de Molina de Segura (Murcia, SE Spain) for a sustainable and resilient agropolitan system

Marín Sanleandro, Pura*, Gómez García, Ana María, Blanco Bernardeau, Arantzazu, Gil Vázquez, Juana María, Alías Linares, María Asunción.

Dpto. Química Agrícola, Geología y Edafología. Facultad de Química. Campus Universitario de Espinardo, 30100 Espinardo. Murcia. * pumasan@um.es, farmaciagomez@gmail.com, aramurcia@gmail.com, juanamarigv@gmail.com, aalias@um.es

Resumen

El reto al que se enfrenta la sociedad murciana en las próximas décadas, si queremos tener un espacio sostenible y resiliente, es cómo producir alimentos saludables para una población urbana en constante crecimiento, con menos espacio físico para cultivar, menos agua y otros recursos naturales. Y todo ello en un escenario de cambio climático e incertidumbre económica y social. La propuesta agroecológica es la alternativa más adecuada para afrontar el desafío alimentario en el presente siglo. Es preciso tomar medidas para recuperar y preservar al máximo el espacio agrario periurbano. Se tiene que poner en marcha un proceso de dinamización agroecológica que haga que la Huerta de Murcia sea un sistema sostenible. Para ello, el paso previo imprescindible es conocer los suelos, que son el soporte de su potencial agroecológico. El área seleccionada para este trabajo ha sido el sector central de la Vega Media del río Segura (Murcia), con una extensión aproximada de 65 km^2. Los tipos de suelos presentes son Fluvisoles Calcáricos, abandonados o en cultivo, y Regosoles Calcáricos dedicados a uso industrial. El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos ha puesto de manifiesto diferencias significativas entre Fluvisoles y Regosoles, así como entre uso industrial y agrícola.

Palabras clave: Desarrollo sostenible, agrópolis, suelos agrícolas, usos del suelo, sistema resiliente.

Abstract

The challenge that society in the Región de Murcia is facing in the coming decades, if we want to have a sustainable and resilient space, is how to produce healthy food for an urban population in constant growth, having less physical place to cultivate, less water and other natural resources. All that at a moment of climate change and economic and social uncertainty.The agroecological proposal seems to be the most appropriate alternative to face the food challenge in this century. To take measures to recover and preserve the peri-urban agrarian space as much as possible is necessary. A process of agro-ecological dynamization has to be inititated to make the Huerta of Murcia a sustainable system. It is essential to study the soils, which are the support of its agroecological potential.The selected area for this work has been the central sector of the Vega Media of Segura River (Murcia, SE Spain) with an approximate extension of 65 km^2. Calcaric Fluvisols, abandoned or cultivated, and Calcaric Regosols, dedicated to industrial use, are the two types of soils present. Statistical treatment of the obtained results has revealed significant differences between Fluvisols and Regosols, as well as between industrial and agricultural uses.

Keywords: Sustainable development, agropolis, agricultural soils, soil uses, resilient system.

Introducción

Una de las estrategias surgidas en el camino hacia la sosteniblidad agroalimentaria de las ciudades es la Agricultura Urbana y Periurbana (AUP). Esta se entiende como la práctica agrícola que se desarrolla, en forma independiente de su situación legal, dentro y alrededor de la ciudad, en espacios públicos o privados, y por iniciativa individual o colectiva propia de los ciudadanos y/o facilitado por organizaciones públicas o privadas [1] [2].

Egea y Egea (2017) [3] en su libro "Huerta de Murcia" ya consideran estos beneficios directos de la AUP, a lo que hay que sumarle su enorme potencial para mitigar los efectos del cambio climático [4], reducir el consumo energético, contribuir a la salud ambiental y humana en las ciudades, así como aumentar la integración social de los más pobres. En este sentido, el planeamiento urbanístico [5] debe articular las funciones productivas, ecológicas, paisajísticas y urbanas de los espacios agrarios periurbanos, estableciendo un gradiente entre el medio rural y el urbano.

La Huerta de Murcia, a pesar de la mutación sufrida en las últimas décadas por la presión urbanística, es un espacio de gran interés agroecológico, económico, social y ambiental [3].

Se ha creído conveniente plantear este trabajo para responder a la necesidad de obtener información detallada, actual y fiable, sobre las características de los suelos en la comarca de Molina de Segura (Murcia, SE España) y relacionarlas con los tipos y usos de los mismos, así como de la posible sobreexplotación a la que pueden estar sometidos el agua y los suelos. La zona de estudio se corresponde con la Vega Media del río Segura. La no disponibilidad de estudios edafológicos y geoambientales previos de la zona lo justifican plenamente.

En la Vega Media del río Segura el paisaje rural ha sido transformado por la urbanización e industrialización. El paisaje regado disminuye debido a la expansión de los núcleos tradicionales, al disperso residencial de media densidad y a la creación de una especie de continuo de espacios industriales donde se suceden los polígonos (La Serreta, La Estrella, etc.). Es un paisaje rural transformado por la urbanización e industrialización.

Entre los objetivos, se pretende con este trabajo conocer la potencialidad agrícola de estos suelos para redirigir el cambio de usos y conocer cuáles soportan ecosistemas con una biodiversidad digna de conservar. El objetivo final es llegar a una planificación racional del territorio dando a cada suelo su uso más adecuado de acuerdo con sus características intrínsecas y extrínsecas. Y todo ello enfocado a conseguir un sistema agropolitano sostenible y resiliente.

Material y métodos

El área seleccionada para el trabajo ha sido el sector central de la Vega Media del río Segura (Murcia), con una extensión aproximada de 65 km^2 e integrada por los términos municipales de Molina de Segura, Alguazas, Las Torres de Cotillas y Lorquí (Fig.1). Se diseñó una malla de 1x1 km^2 y se realizó un muestreo de 68 muestras de capa arable (30 cm de profundidad).

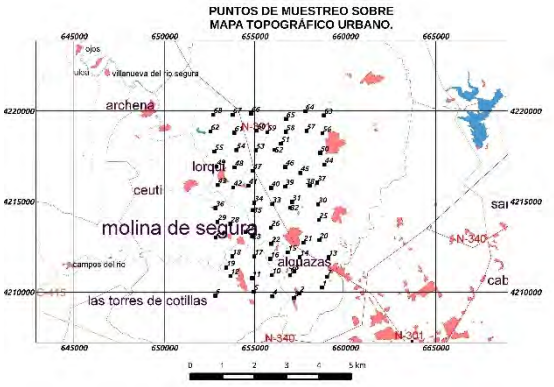


Fig. 1 – Mapa de situación de las muestras.

Se han realizado las determinaciones analíticas necesarias para una adecuada caracterización tipológica de los suelos, estudiados según el sistema del IUSS Working Group WRB (2014)[6], así como algunas otras determinaciones complementarias.

La metodología analítica de todas las determinaciones realizadas se recogen en Gómez García (2015) [7].

El estudio estadístico se ha realizado con el paquete estadístico R [8] para analizar si las diferencias observadas entre las muestras respecto a las variables estudiadas eran significativas en cuanto al tipo y uso del suelo, mediante métodos no paramétricos (Kruskal-Wallis y Wilcoxon).

Resultados y discusión

En la zona estudiada se presentan dos tipos de suelos, que se encuentran en proporción similar: Fluvisoles Calcáricos y Regosoles Calcáricos.

Los Fluvisoles tienen un uso agrícola actual o bien se dedicaron a labores de cultivo en el pasado y ahora están en barbecho o abandonados. Los Regosoles Calcáricos están ubicados en polígonos industriales o áreas urbanas. Puntualmente aparecen Solonchaks Háplicos en saladares.

Se trata de suelos predominantemente francos con tendencia limosa o arcillosa, pobres en materia orgánica y nitrógeno total, con relaciones C/N bajas. Presentan pH ligeramente alcalino y no tienen importantes problemas de salinidad ni alcalinidad (Tabla 1).

Tabla 1. Propiedades físicas y físico-químicas y estadística de las variables estudiadas en función del uso del suelo. Test no paramétrico de Kruskal Wallis. Arena (%); lim + arc, limo + arcilla (%); Dr, Densidad real (g cm^{-3}) ; Hum, Humedad (%); CO, Carbono orgánico (g kg^{-1}) ; NT, nitrógeno total (g kg^{-1}) ; C/N, $CaCO_3$ (g kg^{-1}) ; CE, conductividad eléctrica (μS cm^{-1}); $P_{asim,}$ fósforo asimilable (ppm); CCC, capacidad de cambio catiónico ($cmol_c$ kg^{-1}); K_{asim}, potasio asimilable ($cmol_c$ kg^{-1}); Mg_{asim}, magnesio asimilable ($cmol_c$ kg^{-1}); Na_{asim}, sodio.asimilable ($cmol_c$ kg^{-1}). Significación estadística: * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Variables	Uso						Kruskal (df = 2)	
	Abandonado N = 15		Cultivado N = 20		Industrial N = 33		Chicuadrado	P value α =0,05
	media	SD	media	SD	media	SD		
Físicas								
arena	22,38	12,69	24,93	11,17	26,21	13,08	1,235	0,5392
lim+arc	77,61	12,74	75,08	11,13	73,83	13,00	1,268	0,5306
Dr	2,145	1,480	1,893	1,473	1,908	1,182	0,255	0,8805
Hum	3,41	2,14	3,46	1,93	4,10	2,42	0,933	0,6271
Químicas								
CO	9,33	4,24	11,36	4,73	5,13	3,42	22,576	1,25E-005***
NT	2,28	0,77	3,25	1,09	1,83	0,89	22,921	1,05E-005***
C/N	4,16	1,67	3,79	1,78	3,06	1,56	4,218	0,1213
$CaCO_3$	360,44	51,60	346,46	65,59	362,20	78,46	1,396	0,4975
pH	8,55	0,34	8,55	0,27	8,32	0,38	6,998	0,03023*
CE	810,45	1537,17	507,57	468,48	1160,98	655,26	13,094	0,001434**
P_{asim}	20,1	12,8	21,1	13,2	9,14	9,77	32,130	1,06E-004***
CCC	14,58	4,06	14,72	3,25	13,25	3,87	3,765	0,1522
K_{asim}	36,05	11,99	35,16	24,30	24,39	12,27	7,774	0,02051*
Mg_{asim}	43,09	19,36	49,69	26,01	42,59	28,89	1,672	0,4335
Na_{asim}	26,44	23,67	29,95	31,11	65,81	201,31	0,057	0,972

El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos ha puesto de manifiesto la existencia de diferencias significativas entre Fluvisoles y Regosoles, así como entre el uso industrial y el agrícola, respecto al contenido en carbono orgánico, nitrógeno total y fósforo asimilable, con valores mas altos, como era de esperar, en los Fluvisoles Calcáricos [7]. Respecto al uso, se presentan diferencias estadísticamente muy significativas entre el uso agrícola y el uso industrial, pero solo hay diferencias significativas entre un uso agrícola actual y pasado en el contenido en nitrógeno total y potasio asimilable (Tabla 1).

Respecto a la salinidad, la conductividad eléctrica presenta diferencias muy significativas ($p<0,001$) entre los tipos de suelos y los usos de los mismos, con valores que no son de salinidad elevada [7].

Los suelos agrícolas tienen una mantenida fertilidad actual y potencial y no sufren problemas de salinización, parece ser que por unas adecuadas prácticas agrícolas que no abusan de la fertilización y el uso de aguas de riego, procedentes en su mayoría del río Segura, que se pueden considerar con una aceptable calidad. Se ha constatado en las salidas de campo un abandono de los campos de cultivo, en especial en las áreas agrícolas de escasa rentabilidad económica, debido a un cambio en las tareas de los habitantes de la zona que hoy en día se dedican más a actividades industriales y de servicios. Todo ello acelerado por la aridez del clima y la presión demográfica.

Conclusiones

Analizados todos los resultados se puede concluir que la comarca de Molina de Segura presenta hoy en día una planificación racional del territorio, clave para mantener un desarrollo sostenible, conseguir progreso y modernización sin renunciar a valores tan tradicionales como los de la “huerta murciana”, signo de identidad reconocido a nivel europeo y mundial.

Conviene hacer algunas recomendaciones de uso para los suelos agrícolas en el futuro. Se aconseja aplicar fertilizantes de bajo índice salino y utilizar dosis adecuadas que no incrementen la salinidad del suelo. También sería necesario un proceso de modernización de los regadíos, cuyo objetivo principal es rentabilizar el uso del agua, con mejora y adecuación de las infraestructuras de riego. Actualmente en los suelos de la zona estudiada se utiliza el riego a manta de forma generalizada, aunque debido a las características climáticas de la zona, el tipo de suelo y la calidad de las aguas de riego se debería sustituir por el riego por goteo. Esta técnica permite mantener niveles altos de humedad en el suelo, casi a nivel de capacidad de campo. Otra opción interesante a tener en cuenta sería emplear variedades de cultivos con mejoras genéticas que toleren mejor las sales.

Referencias bibliográficas

[1] Santandreu A, Lapetina J, Besinday R. 2000. La agricultura urbana en la ciudad de Montevideo. Proyecto Agricultura Urbana y Alimentación de las Ciudades de América Latina y el Caribe. Montevideo.

[2] Mougeot, LJA. 2001. Agricultura urbana: concepto y definición. REVISTA AGRICULTURA URBANA 1 (1).

[3] Egea Fernández, JM, Egea Sánchez, JM. 2017. Huerta de Murcia, hacia un Sistema agropolitano sostenible y resiliente. Concejalía de Urbanismo, Medio Ambiente y Huerta, Ayuntamiento de Murcia. 249 pp.

[4] Ballesteros G. 2014. Iniciativas de Agricultura Urbana y Periurbana Ecológica en España. II Congreso Estatal de Agricultura Urbana y Periurbana “Huertos Urbanos, autoconsumo y participación social”. Utrera, Sevilla.

[5] Simón M, Zazo A, Morán N. 2012. Nuevos enfoques en la planificación urbanística para proteger los espacios agrarios periurbanos. CIUDADES 15: 151-166.

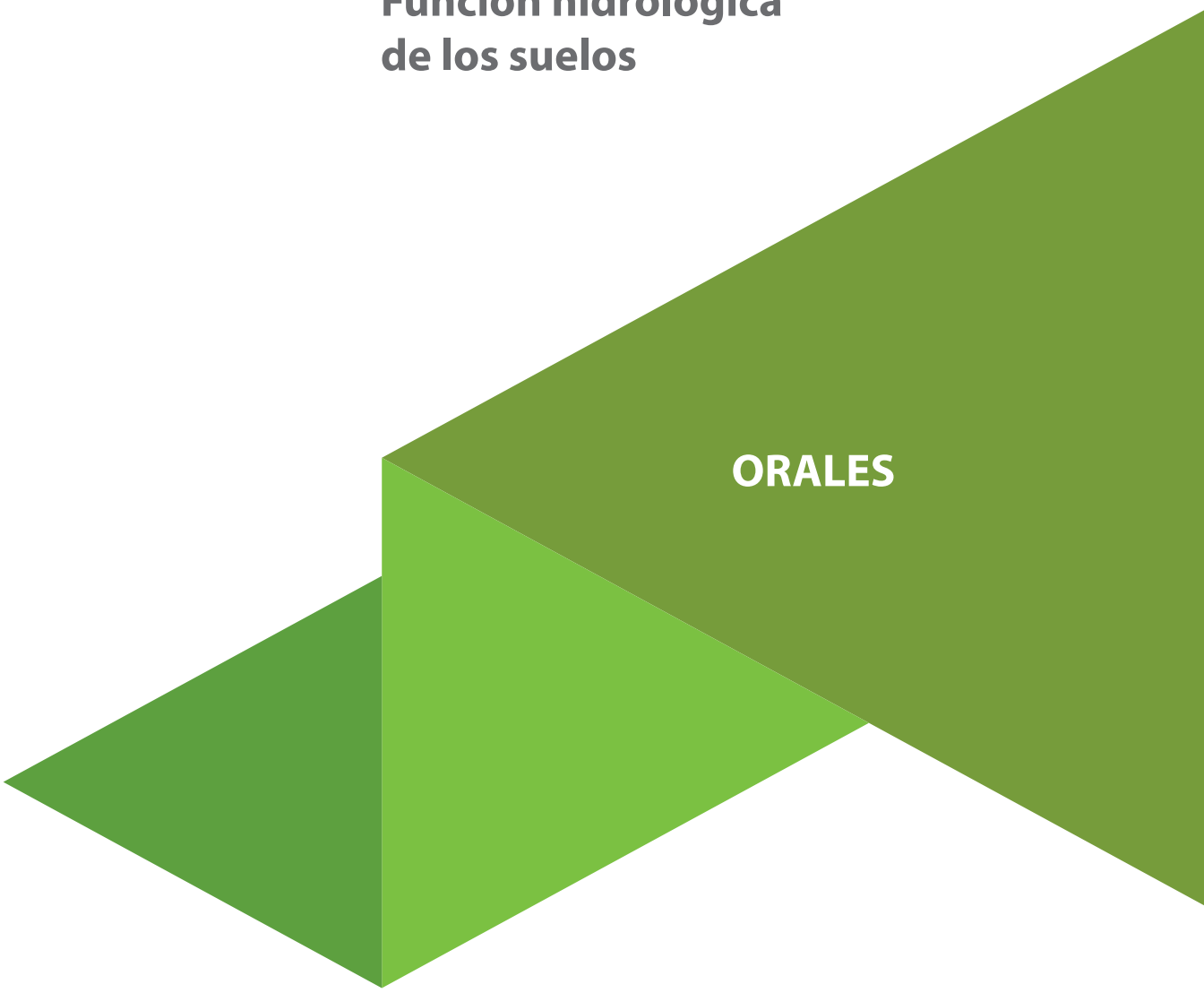
[6] IUSS Working Group WRB. 2014. Word Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Resources Reports Nº 106. Rome, FAO.

[7] Gómez García, A. 2015. Caracterización de los suelos de usos agrícola e industrial de la comarca de Molina de Segura (Murcia) para una planificación racional del territorio. Tesis doctoral. Universidad de Murcia. Murcia. 351 pp.

[8] R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en: http://www.R-project.org. (Fecha de consulta: 28-12-2015).

SESIÓN 6

Función hidrológica de los suelos



ORALES

Evaluación de la influencia de los parámetros del suelo en la modelización hidrológica

Evaluation of the influence of soil parameters in hydrological modelling

Meaurio, Maite[1*], Zabaleta Ane[1], Uriarte Jesus Angel[1], Bengoa Garikoitz[1], Antiguedad Iñaki[1]

[1] Grupo de Procesos Hidro-Ambientales, Departamento de Geodinámica, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad del País Vasco (UPV/EHU), 48940 Leioa, País Vasco (España). * maite.meaurio@ehu.eus

Resumen

Conocer los procesos de generación de escorrentía e infiltración es esencial a la hora de modelizar el caudal de una cuenca. Los suelos y sus características fisicoquímicas son de gran relevancia en estos procesos, sin embargo, en muchos proyectos de modelización hidrológica no se suelen conocer bien sus características. Las muestras de suelo obtenidas de seis testigos distribuidos en la cuenca de Aixola (oeste de Gipuzkoa), permitieron conocer mejor las caracteristicas de los suelos de la cuenca. En Aixola ya se había realizado un proyecto de modelización hidrológica con SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Los nuevos datos permitieron realizar otro proyecto en el que se introdujeron las características de los suelos obtenidas gracias al analisis de los testigos. Las mayores diferencias en la modelización hidrológica de ambos proyectos se encuentran en los caudales bajos donde el primer proyecto muestra un sesgo respecto a los caudales observados del 66 %, mientras que en el segundo el sesgo es de -14 %. Estos resultados muestran la importancia de conocer las características de los suelos en la modelización hidrológica.

Palabras clave o Palabras clave: modelización hidrológica, parámetros del suelo, SWAT, caudales bajos, capacidad de regulación.

Abstract

Understanding runoff generation processes and infiltration is essential for the hydrological modelling in a catchment. The soils and their physicochemical characteristics are essential to understand these processes, however, in many hydrological modelling projects their characteristics are not usually well known. The soil samples obtained from six cores distributed in Aixola catchment (west of Gipuzkoa) allowed to know better the characteristics of the soils of the catchment. In Aixola, a hydrological modelling project with SWAT (Soil and Water Assessment Tool) had already been carried out. With the soil information obtained from the soil samples a new project was performed to evaluate the influence of the soil characteristics in Aixola catchment modelling. The highest differences in the hydrological modelling of both projects were found in the low flows, where the discharge results compared with the observed values show a 66% of bias, while in the second, the bias is -14%. These results show the importance of knowing the characteristics of soils in hydrological modelling.

Keywords: hydrological modelling, soil parameters, SWAT, low flows, regulation capacity.

Introducción

Comprender los procesos de generación de escorrentía e infiltración, en los que el suelo desempeña una función importante, es esencial para predecir la cantidad y calidad del agua [1]. Conocer y tener en cuenta estos procesos se vuelve absolutamente necesario cuando cambian las condiciones del clima y/o del uso del suelo [2] o cuando han de tomarse decisiones para la gestión. Los gestores normalmente utilizan la modelización como herramienta para comprender cómo estos cambios impactan a escala de la cuenca. No obstante, en ocasiones los modelos se utilizan con escasos conocimientos sobre los procesos hidrológicos del área estudiada. Esta falta de conocimientos puede estar provocada por la escasa cantidad y calidad de datos de campo de los que se dispone, y en consecuencia la calidad de la modelización puede verse afectada [3]. Es más, una de las mayores limitaciones a la hora de modelizar la hidrología de una cuenca suele ser la falta de parámetros de entrada específicos como las propiedades hidráulicas del suelo [4], que son fundamentales para conocer los procesos de infiltración y escorrentía.

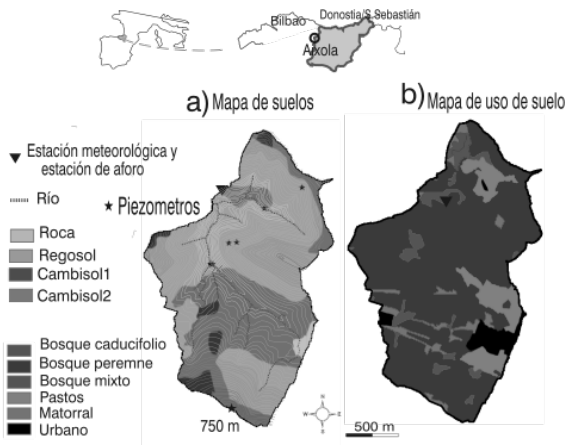


Fig. 1 –Localización de la cuenca de Aixola y mapa de suelos modificado (Proyecto 2) y uso del suelo.

En este estudio se evaluará la influencia de los parámetros del suelo en la modelización hidrológica con SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Dicha evaluación se llevará a cabo en la cuenca de Aixola donde se han llevado a cabo dos proyectos; uno con datos de los parámetros de los suelos obtenidos de la Base de Datos Geográficos del Gobierno Vasco (GeoEuskadi) [5] y otro con resultados del análisis de los suelos de la cuenca.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca de Aixola (4.6 km^2) se sitúa en el oeste de Gipuzkoa, en la cuenca del río Deba (Fig.1). El sustrato que aflora en la mayor parte de la cuenca es un Flysch detrítico calcáreo del Cretácico superior. Los suelos de mayor relevancia en la cuenca son Cambisoles y Regosoles [6] de potencia considerable y de textura franca (Fig. 1, a). La pendiente, aunque es importante, no suele superar el 30 %. La cuenca está forestada por Pinus radiata prácticamente en su totalidad (80%) (Fig. 1, b).

La precipitación media anual es de 1532 mm (2005-2012). La temperatura media anual es de 12º C y el caudal medio anual de 600 mm (unos 0.092 m^3s^{-1}) y se miden en la estación de aforo de Aixola (Fig. 1, a. Código A2Z1).

El modelo SWAT

SWAT es un modelo hidrológico-ambiental que realiza simulaciones a escala de cuenca y de forma continua. Está desarrollado por el US Department of Agriculture (USDA), Agricultural Research Service.

Tabla 1 – Resumen de los datos de entrada introducidos en el modelo SWAT.

Tipo de dato	Descripción /propiedades	Fuente
Topografía	LIDAR DEM 2008 (5 x 5 m)	Geoeuskadi (www.geoeuskadi.net)
Uso del suelo	Clasificación de suelos 2005 (1:10000)	Geoeuskadi (www.geoeuskadi.net)
Suelos	Tipos de suelo	Geoeuskadi (www.geoeuskadi.net)
Meteo.	Precipitación y temperatura máxima y mínima diaria	Diputación Foral de Gipuzkoa. Obras hidráulicas. (www.gipuzkoa.eus)

Los datos de entrada del modelo se muestran en la Tabla 1. SWAT divide la cuenca en múltiples sub-cuencas que a su vez son divididas en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU) con uso del suelo, pendiente y tipo de suelo homogéneos. El modelo calcula la escorrentía superficial y la infiltración con el método modificado de SCS número de curva [7].

Datos de los suelos

Algunos de los parámetros más imporantes de los suelos que SWAT necesita para poder realizar simulaciones son los horizontes del suelo y su profundidad, la textura, la cantidad de materia orgánica, la permeabilidad y la capacidad de campo, entre otros. En un principio se realizó un proyecto SWAT (Proyecto 1) con los datos disponibles hasta el momento. Los tipos de suelo y su profundidad se obtuvieron de GeoEuskadi. El resto de parámetros fueron más difíciles de cuantificar.

En enero de 2012 se instalaron 6 piezómetros en Aixora (Fig. 1) y del análisis de sus testigos se obtuvieron propiedades del suelo como la profundidad de cada horizonte, su textura, y en algunos casos la cantidad de materia orgánica. Los testigos permitieron conocer estas características de los suelos en su profundidad y en su distribución espacial (Fig. 1, a).

En comparación con los datos que se utilizaron en el Proyecto 1 se descubrió que los suelos son mucho más profundos de lo esperado, con espesores que varían desde 1 m en zonas cercanas al río, hasta 13 m en zonas de altitud intermedia. La textura de los suelos de Aixola es en general franca y la materia orgánica en el primer horizonte varía del 1 al 5 %.

Con la nueva información disponible sobre los suelos se creó un proyecto SWAT (Proyecto 2). Tomando como referencia el mapa de tipos de suelos de GeoEuskadi se realizó un mapa de suelos más específico para este proyecto (Fig. 1, a). Además, los valores de los parámetros de la base de datos fueron modificados introduciendo valores más acordes con la información obtenida de las muestras de los suelos. Comparando los datos de ambos proyectos, en el Proyecto 2 el Cambisol se divide en dos, ya que la variación de profundidad es importante en este tipo de suelo. Cambisol1 solo tiene 0.4 m de suelo y está ubicado en las zonas más altas de la cuenca, mientras que Cambisol2 es mucho más profundo y está ubicado en las zonas de altitud intermedia donde los suelos están más desarrollados (Fig. 1, a). En términos generales, los suelos incluidos en el Proyecto 2 son considerablemente más profundos y tienden a ser más francos.

En ambos proyectos se utilizó el programa SPAW desarrollado por el USDA para calcular la permeabilidad, la capacidad de campo y la densidad aparente mediante la textura.

Resultados y discusión

La comparación entre el caudal simulado y el observado del Proyecto 1 mostró índices estadísticos satisfactorios y buenos resultados gráficos tanto para la calibración (2007-2010) como para la validación (2005-2006) [8]. Con los nuevos datos de suelo se realizó el Proyecto 2 en el que utilizaron los mismos valores de los parámetros calibrados a excepción de aquellos relacionados con los suelos.

Tabla 2 – Índice PBIAS del Proyecto 1 y 2 respecto a los valores observados.

	Proyecto 1	Proyecto 2
2005-2010	9.59 %	-20.86 %
Caudales altos	-24.38 %	-20.20 %
Caudales bajos	66.30 %	-14.16 %

El sesgo porcentual o “percent bias” (PBIAS) mide la tendencia promedio de los datos simulados a ser mayores o menores que los datos observados [9]. En la modelización del caudal a escala diaria, ésta se considera satisfactoria cuando el índice PBIAS el menor al 25 % [10]. Se han comparado los resultados de la simulación del Proyecto 1 y 2 con los datos de caudal (2005-2010) medidos en la estación de aforo de Aixola (Fig. 1, a). Además, para saber en qué parte del hidrograma existen las mayores

diferencias, se ha utilizado el caudal promedio de los datos observados en el periodo 2005-2010 (0.0897 m^3 s^{-1}) para calcular el índice PBIAS de los caudales altos (> 0.0897 m^3 s^{-1}) y bajos (≤ 0.0897 m^3 s^{-1}). Los resultados se pueden ver en la Tabla 2.

Observando el índice PBIAS (Tabla 2) es evidente que los suelos tienen una influencia importante en la modelización hidrológica de la cuenca de Aixola. Las diferencias más considerables se observan en caudales bajos. En el Proyecto 1 los caudales bajos tienden a sobreestimarse mientras que al introducir parámetros del suelo más realistas (Proyecto 2) el ajuste respecto al caudal observado es mejor (Tabla 2). Por lo tanto, los parámetros de los suelos obtenidos de los testigos hacen que la capacidad de regulación hídrica de los suelos en la modelización se asemeje más a la realidad. Sin embargo, hay que tener en cuenta que debido a la heterogeneidad del suelo y a la falta de estudios que evalúen los parámetros fisicoquímicos de los suelos, tanto en su distribución espacial como en su profundidad, los parámetros de los suelos en la modelización hidrológica suelen ser desconocidos. Esto conlleva a que dichos parámetros suelan ser "parámetros a calibrar" para obtener un buen ajuste lo que genera incertidumbres añadidas a las que supone la propia modelización.

Por lo tanto, los suelos, debido a su capacidad de regulación, juegan un papel importante en la modelización hidrológica.

Conclusiones

La instalación de 6 piezómetros en la cuenca de Aixola proporcionó muestras de suelo en profundidad (hasta llegar al sustrato) y distribuidas espacialmente. De los testigos se comprobó que la potencia era mayor de lo que se creía (ente 1 y 13 m) y que son suelos de textura franca.

En la cuenca de Aixola se llevaron a cabo dos proyectos con el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). En el Proyecto 1 se utilizó el mapa de suelos y los datos de de la Base de Datos Geograficos del Gobierno Vasco (GeoEuskadi), mientras que en el segundo (Proyecto 2) se modificó el mapa y se introdujeron los nuevos parámetros de los suelos que se obtuvieron de los testigos. Los resultados de la simulación hidrológica del Proyecto 1 y 2 muestran importantes diferencias (Tabla 2), sobre todo en caudales bajos donde el Proyecto 2 muestra mayor semejanza con el caudal observado. Por lo tanto, conocer las características de los suelos de la cuenca ayuda a que la simulación sea más realista.

Referencias bibliográficas

[1] Uhlenbrook, S. 2006. Catchment hydrology—a science in which all processes are preferential—invited commentary. Hydrol. Process. 20: 3581–3585.

[2] Stewart, M.K., Fahey, B.D. 2010. Runoff generating processes in adjacent tussock grassland and pine plantation catchments as indicated by mean transit time estimation using tritium. Hydrol. Earth Syst. Sci. 14 (6): 1021–1032.

[3] Beven, K. 2007. Towards integrated environmental models of everywhere: uncertainty, data and modelling as a learning process. Hydrol. Earth Syst. Sci. 11 (1): 460–467.

[4] Lilly, A., Nemes, A., Rawls, W.J., Pachepsky, Ya.A. 2008. Probabilistic approach to the identification of input variables to estimate hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 72: 16–24.

[5] GeoEuskadi, 2012. Base de datos Geográficos del Gobierno Vasco <http://www.geo.euskadi.net/s69-15375/es/> (acceso 20.06.17).

[6] F. A. O. 2014. Base referencial mundial del recurso suelo 2014. ISBN 978-92-5-308369-5

[7] USDA Soil Conservation Service. 1972. National Engineering Handbook. Hydrology Section 4 (Chapters 4–10).

[8] Zabaleta, A., Meaurio, M., Ruiz, E., Antigüedad, I. 2014. Simulation climate change impact on runoff and sediment yield in a small watershed in the Basque Country, northern Spain. J. Environ. Qual. 43: 235–245.

[9] Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. J. Hydrol. Eng. 4 (2): 135–143.

[10] Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations RID H-4911-2011. Trans. ASABE 50 (3): 885–900.

Evaluación Hidrológica de la influencia de Factores Antrópicos y de Cambios Climáticos en Procesos de Degradación de Tierras

Hydrological Evaluation of the influence of Anthropogenic Factors and Climate Changes on Land Degradation Processes

Ildefons Pla Sentís[1]*

[1]Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl
Universitat de Lleida, Lleida (Spain)
ipla@macs.udl.es

Resumen

Los procesos de degradación de tierras y sus efectos negativos sobre la suplencia futura de alimentos y agua para una creciente población, y sobre los desastres naturales y daños ambientales en general, están incrementándose en todo el Mundo. En muchos casos esos procesos y sus efectos son atribuidos a cambios climáticos derivados de las presentes actividades humanas en la tierra, las cuales supuestamente se incrementarán en el futuro. Basado en ello, los escasos recursos disponibles para investigación en conservación y manejo de los recursos suelo y agua se dedican fundamentalmente a estudiar los efectos futuros previstos de esos potenciales cambios climáticos, y de las medidas requeridas para reducir sus efectos negativos. Dichos estudios son muchas veces en gran parte teóricos y especulativos, sin suficientes evidencias basadas en experimentación de campo. Aún hoy en día, el uso y manejo no adecuados de los recursos suelo y agua, derivados de presiones de una creciente población y desarrollo, y las limitaciones en investigación y aplicación empírica de prácticas de conservación de dichos recursos, es la causa principal, por encima de los cambios climáticos inducidos por la actividad humana, de los problemas presentes y de sus frecuentes efectos catastróficos. Indirectamente, dichos efectos pueden acelerar los potenciales futuros cambios climáticos. Se presentan enfoques hidrológicos que pueden contribuir a mejorar el uso y manejo actuales de las tierras y a disminuir los problemas futuros de degradación de tierras, debidos a factores antrópicos o cambios climáticos, para prevenir sus consecuencias negativas.

Palabras clave: degradación de tierras, cambio climático, factores antrópicos, hidrología

Abstract

Land degradation processes and their negative effects on present and future food and water supply for an increasing population, on natural disasters and in environmental damages in general, are increasing in the whole World. In many cases those processes are mainly attributed to climate changes derived of present human activities on earth, which supposedly would increase to critical levels in the near future. Based on that, the scarce available resources for research on soil and water management and conservation are mainly dedicated to study the previewed future effects of those potential climate changes, and the required measures to reduce their negative effects. Those studies are many times mostly theoretical and speculative, without enough field experimental based evidences. Still nowadays, the non-adequate use and management of the soil and water resources, derived of increasing population and development pressures, and of limited research and application of empirical soil and water conservation practices, is the main cause, above the man-induced climate changes, of the present problems and their sometimes catastrophic effects. Indirectly, those effects may be accelerating the potential future human induced climate changes. There are presented hydrological approaches that may help to improve present land use and management and to decrease future land degradation problems, due to anthropogenic or climate change factors, to prevent their negative consequences.

Key words: land degradation, climate change, anthropogenic factors, hydrology

Introducción

La conservación de los recursos suelos y agua están asociados a procesos hidrológicos derivados de la interacción de factores climáticos, propiedades de los suelos y uso y manejo de tierras. Adicionalmente, los cambios climáticos previstos para el futuro probablemente afectarán principalmente a procesos hidrológicos causantes de la degradación de suelos y tierras, y de los efectos catastróficos relacionados como sequías, deslizamientos de tierra, sedimentaciones, inundaciones, etc.

Cambios globales es un término frecuentemente utilizado para describir los efectos conjuntos sobre la Tierra de procesos de origen natural y antrópico. Los cambios globales incluyen cambios a escala global en muchos aspectos de los sistemas ambientales, incluyendo además del clima, procesos físicos, químicos y biológicos. En muchos casos, los sistemas humanos son actualmente los principales causantes de dichos cambios, inducidos por el crecimiento y desarrollo de la población, que afectan el uso de los recursos, el consumo de energía, el uso y cobertura de la tierra, la degradación de tierras y todas las consecuencias relacionadas. Actualmente, casi el 50% de la superficie de las tierras en el mundo ha sido transformado por acciones humanas directas, y más del 50% del agua dulce accesible está siendo explotada para uso humano. Además, las reservas de aguas subterráneas están actualmente sobre-explotadas en muchas partes del Mundo.

La degradación de tierras está relacionada con las características del clima y de los suelos, pero especialmente por las deforestaciones y uso no adecuado de los recursos suelo y agua. Dicha degradación conduce tanto a una producción agrícola no sostenible, y a riesgos crecientes de inundaciones, deslizamientos de tierra, sedimentaciones catastróficas, como a efectos sobre cambios climáticos locales [1]. Los problemas de degradación de suelos y agua y efectos derivados están creciendo en todo el mundo, en parte debido a una falta de identificación y evaluación adecuadas de los procesos de degradación y de las relaciones causa-efecto de la degradación de suelos para cada situación específica, y al uso generalizado de criterios y evaluaciones mayormente empíricas para seleccionar y aplicar prácticas de manejo y conservación de suelos y agua. En algunos casos, la selección y aplicación erróneas de prácticas y estructuras de conservación puede contribuir y contribuye más bien a incrementar los procesos de degradación de tierras y los impactos ambientales asociados.

Factores antrópicos y cambios climáticos en los procesos de degradación de tierras y sus efectos

Los recientes desastres en diferentes partes del mundo, incluyendo inundaciones, deslizamientos de tierras y sequías, son un recordatorio tanto del poder destructivo del agua como de las consecuencias trágicas derivadas de su falta en muchas regiones del planeta. Estos desastres son en la mayoría de los casos la consecuencia final de cambios en uso, manejo y ocupación de las tierras, afectando los recursos suelo y agua, bajo muy diferentes condiciones de tierras y clima. Cambios en la población, tanto en número como en distribución, afectan la calidad y cantidad de agua disponible, y el uso y manejo de las tierras. A las crecientes demandas de tierras y agua para la agricultura habría que agregar también las demandas para uso urbano e industrial, y para generación de energía.

Desastres naturales relacionados con el clima, como sequías, inundaciones, deslizamientos de tierra, sedimentaciones, incendios, etc. están incrementándose en todo el mundo. Este incremento es generalmente atribuido únicamente a cambios climáticos inducidos por el hombre, que supuestamente incrementan los **eventos** extremos, tanto en su intensidad como en su frecuencia [2]. Esta tendencia a considerar y tratar por separado esos de-

sastres naturales como debidos solamente a efectos de cambios climáticos, no permite un enfoque más integral para reducir el riesgo de dichos desastres tomando en consideración otros factores derivados de efectos sociales y económicos, como la planificación del desarrollo. Los cambios climáticos tendrían que ser considerados sólo como un factor adicional a considerar en las estrategias para reducir los riesgos. Cambios en los suelos y tierras por acción humana directa, en el sitio y fuera del sitio, tienen generalmente una mayor influencia que los efectos directos inducidos por los cambios climáticos.

Diferentes estudios [3, 4, 5, 6, 7] realizados por el autor bajo muy variables condiciones de clima, topografía, suelos y manejo, han demostrado los efectos de cambios en el uso, manejo y ocupación de las tierras, derivados de factores sociales y económicos, en problemas de degradación de suelos y sus efectos sobre problemas de producción, sequías, erosión superficial y en masa, inundaciones, etc.

Estrategias basadas en evaluaciones hidrológicas para controlar y prevenir procesos de degradación de tierras y sus efectos

El manejo de los recursos hídricos y el manejo de las tierras están íntimamente relacionados. Crecientes demandas competitivas reducirán en el futuro la disponibilidad de tierras y agua para producción de alimentos. Concurrentemente, los incrementos esperados en demandas de alimentos requerirán un incremento en la producción agrícola y en el uso del agua en dicha producción. Estas presiones y problemas aumentan con la degradación de las tierras agrícolas que reducen la productividad del agua utilizada. Las actividades humanas conducentes a los procesos de degradación de tierras pueden afectar más los procesos hidrológicos en los suelos que los cambios climáticos previstos a corto y medio plazo, o pueden incrementar los efectos de dichos cambios [1].

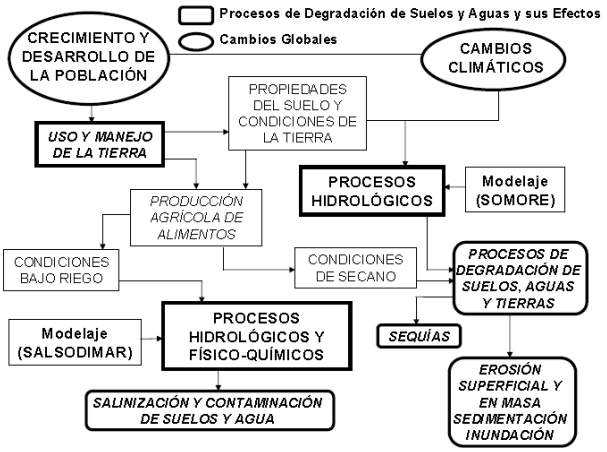


Fig. 1- Bases y componentes de un sistema de modelaje (1, 5, 6) para evaluar y predecir procesos hidrológicos y físico-químicos (modelos SOMORE y SALSODIMAR) (1, 5, 6) con efectos sobre procesos de degradación de suelos y aguas, y problemas derivados.

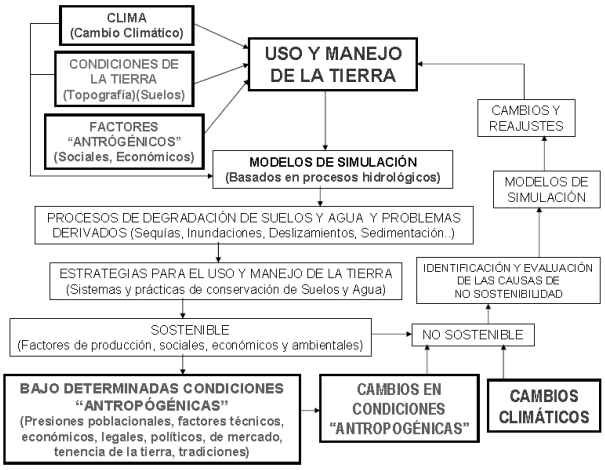


Fig. 2- Representación esquemática de los pasos y estrategias basados en modelos con base hidrológica, para la planificación de un uso u manejo sostenibles de la tierra, bajo unas particulares condiciones climáticas, topográficas, de suelos y de factores sociales y económicos, y para su ajuste a los cambios globales derivados de cambios en dichas condiciones por factores naturales y antropogénicos.

El modelaje puede ser la forma más efectiva de combinar los factores diferentes y complejos, tanto derivados de componentes naturales como el clima y las características de suelos y tierras, como de actividades humanas a través del uso y manejo de la tierra. Basados en esta premisa hemos desarrollado un sistema de modelaje hidrológico de [4, 1, 5, 6] el cual puede ser y ha sido utilizado para evaluar y predecir procesos hidrológicos en suelos y tierras, y

los efectos derivados de ellos. Este sistema de modelaje puede ser adaptado para deducir el manejo de tierras más apropiado para un uso más eficiente y sostenible de los recursos suelo y agua. La Fig. 1 muestra las bases y componentes de dicho sistemas, y sus interacciones.

Este tipo de modelaje sería el paso previo requerido para una planificación racional del uso de la tierra, y para la selección y desarrollo de estrategias a corto o largo plazo y de tecnologías para reducir o controlar procesos de degradación de tierras conducentes a desastres "naturales" y a los problemas socio-económicos relacionados [8, 5, 7]. La Fig. 2 muestra, en forma muy simplificada, las interacciones de las diferentes condiciones y procesos conducentes a problemas potenciales de degradación de tierras y efectos derivados, tanto en el sitio como a distancia, y los pasos a seguir para una planificación de un uso y manejo sostenibles de la tierra, bajo diferentes y variables escenarios biofísicos y socioeconómicos.

Conclusiones

Hay suficientes evidencias de que en la actualidad los problemas de degradación de tierras y sus frecuentes consecuencias catastróficas se deben a un uso y manejo no adecuados de los recursos suelos y agua, por encima de los potenciales cambios climáticos inducidos por el hombre. Indirectamente, esos efectos pueden acelerar dichos cambios climáticos. Enfoques de naturaleza hidrológica, como los propuestos en este trabajo, pueden ayudar a mejorar el uso y manejo actual de las tierras y a disminuir los futuros problemas de degradación de suelos y agua derivados de cambios climáticos o de factores antrópicos para prevenir sus consecuencias negativas. Para ello se requieren una mejor comprensión y consideración de las relaciones entre calentamiento global y otros factores antrópicos de origen socio-económico, y de su relativa influencia en la degradación de tierras conducentes a desastres "naturales", lo que permitiría llegar a mejores políticas y decisiones para prevenirlos o atenuar sus efectos. La tendencia actual a basarse preferentemente en los potenciales futuros cambios climáticos inducidos por el hombre para orientar la mayoría de la investigaciones y de las políticas y acciones preventivas no se justifica, y ha probado ser muy poco efectiva para controlar los creciente problemas de degradación de tierras y sus efectos a nivel local, regional y mundial.

Referencias bibliográficas

(1) Pla, I., 2002. Hydrological approach to soil and water conservation. En: Rubio, J.L. et al (Ed), Man and Soil at the Third Millenium. Geoforma Ed. Logroño (España). I: 65-87

(2) Bouwer, L. M., R. P. Crompton, E. Faust, P, Höppe, and R. A. Pielke Jr. 2007. Confronting disaster losses. Science, 318, 753

(3) Pla, I. 1993. Erosión de suelos de ladera del trópico Andino y Centroamericano. En F. Munevar et al. (Ed.) Manejo Integrado de Recursos Naturales en Ecosistemas Tropicales para una Agricultura Sostenible. 21-36. ICA. Sta Fe de Bogotá (Colombia)

(4) Pla, I., 1997. A soil water balance model for monitoring soil erosion processes and effects on steep lands in the tropics. in I. Pla, (Ed), Soil Erosion Processes on Steep Lands . Special Issue of Soil Technology. Elsevier. Amsterdam, 11(1):17-30.

(5) Pla, I., 2006. Hydrological approach for assessing desertification processes in the Mediterranean region. En W.G. Kepner et al. Ed. Desertification in the Mediterranean Region. A Security Issue. Springer. Heidelberg (Germany), 579-600

(6) Pla. I. 2010. Sustainable Water Management under Climate Change. En: Zlatic, M.(Ed.), Global Change – Challenges for Soil Management. Advances in GeoEcology 41. Catena Verlag GMBH. Reiskirchen. Germany. Pp 22-36.

(7) Pla, I. 2011. Evaluación y Modelización Hidrológica para el Diagnóstico y Prevención de "Desastres Naturales". Gestión y Ambiente 14 (3): 17-22. UN-Medellín (Colombia). ISSN 0124.177X.

(8) Pielke, R.A. et al. 2005. Clarifying the attribution of recent disaster losses: A response to Epstein and McCarthy. Bull. Amer. Meteor. Soc. 86 (10): 1481-1484.

(9) Pla, I., 1998 Modeling hydrological processes for guiding soil and water conservation practices.. In A. Rodríguez et al.(Ed.).The Soil as a Strategic Resource: Degradation Processes and Conservation measures. Geoforma Ed.. Logroño (Spain): 395-412.

Variación de las características fractales de la macroporosidad de un suelo bajo diferente laboreo

Variation of the fractal characteristics of soil macroporosity under different tillage

Soto-Gómez, Diego[1*]; Pérez-Rodríguez, Paula[1,2]; Vázquez-Juiz, Laura[1]; Paradelo, Marcos[3]; López Periago, José Eugenio[1]

[1]Área de Edafología y Química Agrícola, Facultad de Ciencias, Universidad de Vigo, E-32004 Ourense, España *disoto@uvigo.es

[2]Laboratory of Hydrology and Geochemistry of Strasbourg (LHyGeS)

Université de Strasbourg, Strasbourg, France.

[3]Department of Sustainable Agriculture Sciences, Rothamsted Research, Harpenden UK.

Resumen

Este trabajo muestra los resultados del análisis multifractal realizado sobre imágenes de secciones ópticas horizontales de la red de poros mayores de 1 mm^3, en columnas de suelo intacto, que fueron obtenidas mediante tomografía computerizadada rayos-X (TC). Las columnas fueron muestreadas de diferentes parcelas de suelo, de textura franco-arenosa, dedicadas al cultivo tradicional con arado superficial y a agricultura orgánica sin labranza. Se calcularon las relaciones entre los factores de escala de la porosidad y se contrastaron los efectos del manejo del suelo sobre las propiedades fractales de la red de poros. Todas las columnas de suelo mostraron un amplio espectro de singularidad, que indica que la complejidad de la red de macroporos es multifractal y que las diferentes escalas están relacionadas por un exponente. Varios parámetros del espectro (dimensión fractal *D*, simetría vertical *V*, apertura, α_{max} y α_{min}, entre otros) variaron según el tipo de manejo y con la profundidad del suelo.

Estructura del suelo, Laboreo, Multifractal, Macroporosidad, Tomografía

Abstract

This work describes the results of a multifractal analysis on horizontal optical sections images of the pore network in intact soil columns that were obtained by X-ray Computed Tomography (CT). The columns were sampled from different plots of soil, with sandy-loam texture, dedicated to traditional cultivation with shallow tillage and to organic agriculture without tillage. The relationships between the scale factors of the porosity and the effects of the soil management type on the fractal properties of the pore network were contrasted. All the soil specimens clearly showed a spectrum of singularity. Several parameters of the spectrum (vertical symmetry, aperture, α_{max} and α_{min}, among others) varied according to the type of agricultural management and soil depth.

Keywords: Soil structure, Tillage, Multifractal, Macroporosity, Tomography

Introducción

Los macroporos controlan los flujos de gases, líquidos, solutos y partículas, los cuales tienen un papel crucial en las funciones ecosistémicas del suelo. Por ejemplo, controlan los flujos de gases del efecto invernadero entre el suelo y la atmósfera, así como el transporte de carbono particulado y coloidal, y las condiciones de humedad y aireación que regulan su secuestro o liberación.

Este estudio trata de mejorar la comprensión de las relaciones entre las funciones de los macroporos del suelo y sus propiedades fractales. Por ejemplo, la difusión en un sistema de poros desordenado está fuertemente influenciada por la estructura. Las estructuras fractales son muy comunes en los suelos y se caracterizan por carecer de una escala espacial que las defina, lo cual afecta profundamente a procesos importantes. Por ejemplo, la difusión de gases y solutos, no obedece a la ley de Fick y la dispersividad crece sin límite con la distancia siguiendo una función de potencia. Sin embargo, la estructura porosa de los suelos es demasiado compleja como para ser definida por una única dimensión fractal, y por lo tanto es necesario recurrir al uso de las multifractales. La organización de las formas, tamaños y conexiones de los macroporos da lugar a estructuras cuya complejidad varía con la escala [1]. Sin embargo, la relación entre las propiedades de escala de los poros y las propiedades macroscópicas resultantes son poco conocidas [2]. El objetivo concreto de este trabajo es conocer cómo las características de los espectros multifractales de la macroporosidad pueden estar asociadas a determinadas funciones del suelo y tipos de manejo. En esta comunicación se muestra: i) una comparación de propiedades multifractales de secciones 2D de un suelo bajo tres manejos de labranza diferentes y ii) el cambio que tiene lugar en estas propiedades cuando consideramos dos seciones verticales del suelo: 0-5 y 5-10 cm.

Material y métodos

El suelo estudiado se desarrolló a partir de sedimentos cuaternarios de origen granítico; con textura franco-arenosa (USDA), materia orgánica entre 8.5 y 12 % y pH_w 5,9. El estudio se realizó sobre diecinueve columnas de suelo intacto (100x84 mm, alto por diámetro) tomadas entre 2 y 12 cm de profundidad en cuatro zonas de diferente manejo: cereal sin laboreo (Conv. NT, 5 muestras), cereal con laboreo poco profundo (Conv. ST, 5 muestras) y dos tipos de manejo ecológico con mayor (Org. A, 4 muestras) y menor (Org. B, 5 muestras) presencia de actividad de lombrices.

Se realizaron tomografías de cada columna con un escáner de rayos-X (3D i-CAT, Imaging Sciences Inc.), y se obtuvo una secuencia vertical de imágenes 2D con un tamaño de vóxel de 0,24 mm. La identificación de los poros se efectuó mediante segmentación local de la escala de grises generando imágenes binarias de la porosidad. La proporción de poros mayores de 0.24 mm es lo que llamamos porosidad-TC [3].

Análisis multifractal

El análisis multifractal se realizó sobre las secciones binarizadas 2D horizontales de 5,5 cm de lado en el plano x-y. Para obtener el espectro de singularidad multifractal se aplicó el método *box-counting* para cada exponente de escala *q* entre -5 y 5. La explicación del fundamento y procedimiento del análisis multifractal se puede revisar en [4]. Brevemente se enumeran las principales magnitudes que describen las propiedades fractales.

Dimensiones fractales generalizadas: $D_{q=0}$ (D) es la dimensión fractal de toda la porosidad de una columna. $D_{q=1}$ es la dimensión de la entropía y cuantifica el grado de desorden presente en la columna: a mayor $D_{q=1,}$ más uniforme es la distribución de poros a través de todas las escalas. $D_{q=2}$ es la dimensión de correlación y está relacionada con la complejidad entre escalas consecutivas.

α o exponente de Holder: caracateriza la variación de las relaciones de escala en función de q y la escala. Ofrece una información similar a Dq y se emplea para trazar el espectro de singularidad.

f(α) o dimensión de Hausdorff: da información sobre como está distribuido α en el sistema.

sAp: Pendiente de la apertura del espectro multifractal entre los exponentes de escala q = -1 y q = 1.

Ap = (α_{max} - α_{min}) es la apertura del espectro multifractal.

V = [$f_{(\alpha min)}$ - $f_{(\alpha max)}$] es la simetría vertical del espectro.

Resultados y discusión

El rango de volumen de los macroporos individuales varió de 1,4 10^{-2} mm^3 a 6,3 10^4 mm^3, cubriendo casi seis órdenes de magnitud. Se seleccionaron los poros individuales mayores de 1 mm^3.

Los espectros de singularidad indicaron que la porosidad-TC de todas las columnas tiene una complejidad que se puede describir por factores de escala, es decir, son multifractales (Fig. 1).

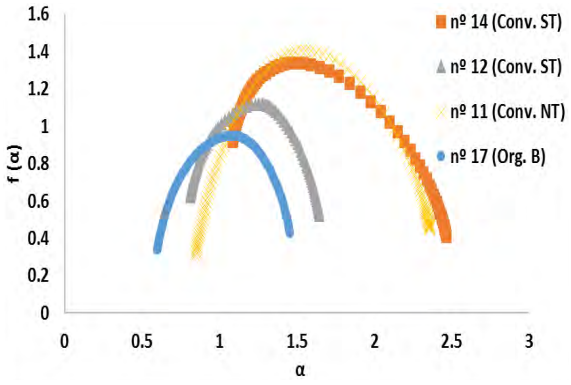


Fig. 1–Espectro de singularidad de cuatro columnas que representan las cuatro clases de fractalidad que se identificaron en este estudio. Las clases se establecieron según la diversidad de simetrías horizontal (L-R) y vertical (V). (Ver leyenda en Fig. 2).

El promedio de las dimensiones fractales generalizadas de todas las columnas: $D_{q=0}$ = 1,25 ±0,17, $D_{q=1}$ = 1,12 ±0,16 y $D_{q=2}$ = 1,04 ±0,15 son típicas de estructuras lineales ramificadas donde la complejidad disminuye con la escala e indican que las redes de poros en este estudio son más complejas que las reportadas en [5].

Las prácticas de manejo están asociadas significativamente con descriptores multifractales (Tabla 1). La dimensión fractal promedio (D), disminuyó con el grado de laboreo de forma similar a las indicadas en [6-7].

El análisis del espectro de singularidad (ver Figs. 1-2 y Tabla 1) muestra que el no laboreo (Conv. NT) tiene la mayor apertura del espectro con una mayor complejidad en todas las escalas, especialmente a escalas grandes. El suelo Org. B presenta menos cantidad de poros y estructuras más simples, lo que se corresponde con una menor D y Ap. La simetría vertical (V) es negativa solamente en caso de NT, indicando que las estructuras más pequeñas están mejor distribuídas en la totalidad del sistema (en todo el núcleo) que las estructuras más grandes.

Efecto de la profundidad

Se observa que la D correspondiente a la mitad superior (0-5 cm) de las columnas Conv. ST fue 1,32 y disminuyó a 0,97 en la mitad inferior (más compacta).

Tabla 1. Valores medios de las características del espectro multifractal que presentaron diferencias significativas dependiendo del tipo de manejo.

Zona	D	sAp	α_{max}	α_{min}
ST	1.17 ±0.11	-0.21 ±0.07	2.12 ±0.32	0.95 ±0.14
NT	1.32 ±0.06	-0.07 ±0.05	2.34 ±0.03	0.90 ±0.07
Org. A	1.21 ±0.11	-0.17 ±0.14	2.26 ±0.27	0.95 ±0.12
Org. B	0.98 ±0.15	-0.05 ±0.14	1.76 ±0.33	0.70 ±0.12

(continuación)

Zona	Ap	V
ST	1.16 ±0.20	0.32 ±0.18
NT	1.44 ±0.06	-0.04 ±0.17
Org. A	1.32 ±0.18	0.25 ±0.13
Org. B	1.06 ±0.21	0.06 ±0.14

La disminución de D en las capas compactadas ya fue identificada en [8], donde se dedujo que la compactación reduce el número de estructuras en la parte inferior del suelo al igual que se observa en la Fig. 2. Los parámetros que definen la forma promedio de los espectros de singularidad de las columnas de suelo se vieron influenciados por el tipo

de manejo. La presencia de capas compactadas en el suelo labrado, la abundancia de canales radiculares en el suelo no labrado y las galerías de lombrices en el manejo orgánico producen cambios significativos en el espectro de sigularidad.

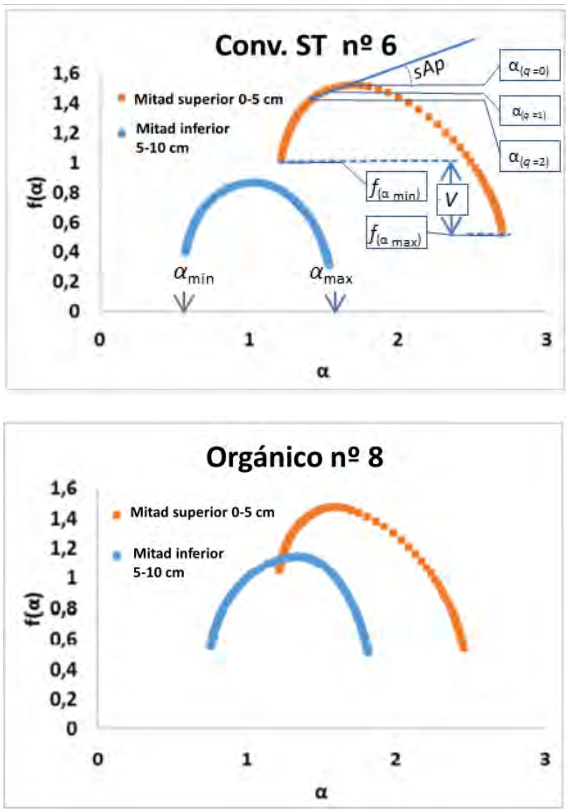


Fig. 2– El espectro de singularidad de la mitad superior de la columna indican una arquitectura de poros más compleja que la de mitad inferior sobre todo a escalas pequeñas. El espectro de la mitad inferior tiene, en general, unos datos menores para f(α), lo que indica que la porosidad y la complejidad de los poros está peor distribuída en esa parte; y es más simétrico verticalmente: tanto estructuras grandes como pequeñas están igual de distribuidas.

Conclusiones

Todas las columnas mostraron que la complejidad de la porosidad puede describirse mediante espectros de singularidad que han resultado ser más amplios que los reportados por estudios precedentes. A partir de este tipo de espectros se deduce que la complejidad de la red de poros en estos suelos está conectada por factores de escala, lo cual es importante para poder incluir las leyes de escala en el modelado del transporte en el suelo.

Agradecimientos

D.S.G. está financiado por el Programa de Becas Predoctorales (FPU) del Ministerio de Educación de España (FPU14 / 00681, y P.P.R. está financiada por una beca postdoctoral otorgada por la Xunta de Galicia (Apoio á etapa de formación posdoutoral - ED481B 2017/031). L.V.J. fue financiada adicionalmente por contratos de investigación CIA y GRC-BV1 (FEDER, Xunta de Galicia). Los autores agradecen al Centro de Desenvolvemento Agrogandeiro (Ourense) por facilitar el muestreo en sus par-celas.

Referencias bibliográficas

[1] Heuvelink, G.B.M., Webster, R. 2001. Modelling soil variation: Past, present, and future. Geoderma 100: 269–301.

[2] Rezanezhad, F., Quinton, W.L., Price, J.S., Elliot, T.R., Elrick, D., Shook, K.R. 2010. Influence of pore size and geometry on peat unsaturated hydraulic conductivity computed from 3D computed tomography image analysis. Hydrol. Process. 24: 2983–2994.

[3] Sauvola, J., Pietikäinen, M., 2000. Adaptive document image binarization. Pattern Recognit. 33(2): 225-236.

[4] Lafond, J.A., L. Han, S.E. Allaire, and Dutilleul, P. 2012. Multifractal properties of porosity as calculated from computed tomography (CT) images of a sandy soil, in relation to soil gas diffusion and linked soil physical properties. Eur. J. Soil Sci. 63(6): 861–873.

[5] Caniego, F.J., Martín, M.A., San José, F. 2003. Rényi dimensions of soil pore size distribution. Geoderma 112(3-4): 205-216.

[6] Gantzer, C.J., Anderson, S.H. 2002. Computed tomographic measurement of macroporosity in chisel-disk and no-tillage seedbeds. Soil Tillage Res. 64: 101–111.

[7] Perfect, E. 1995. Applications of fractals in soil and tillage research: a review. Soil Tillage Res. 36, 1–20.

[8] Lipiec, J. 1998. The fractal dimension of pore distribution patterns in variously-compacted soil. Soil Tillage Res. 47(1-2): 61–66.

Cambios hidrológicos causados por un incendio forestal: Efectos sobre la componente superficial y basal

Hydrological changes caused by a forest fire: Effects on the quick and base flow

Cancelo-González, Javier[1*]; Rial-Rivas, María Ermitas[1]; Barral, María Teresa[1]; Díaz-Fierros, Francisco[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela. Campus Vida, CP. 15782, Santiago de Compostela, A Coruña. *javier.cancelo@usc.es

Resumen

Se analizan los cambios hidrológicos producidos sobre la componente superficial y basal de una cuenca de la zona atlántica europea afectada por un incendio forestal de severidad moderada a alta, a partir de la comparación con una cuenca contigua que no fue afectada por el incendio y de similares características. Para ello se realizó la separación de los hidrogramas en sus componentes superficial y basal, a partir de los datos obtenidos de la monitorización en continuo de los niveles de los ríos y de las curvas de gastos definidas en función de los aforos realizados en las cuencas durante un periodo de tres años. Se observa que en la cuenca quemada la componente superficial es en general superior, con valores que en algunos momentos pueden incrementarse en más de un 100% con respecto a la cuenca no quemada. Por otra parte, es en la componente basal durante los periodos de estiaje donde se puede apreciar de forma muy notable la influencia del incendio. En estas épocas los incrementos de la componente basal son hasta 50 veces superiores en el suelo quemado en comparación a los de la cuenca no quemada transcurrido un año del incendio.

Palabras clave: Fuego, hidrología, cuencas pareadas, separación de hidrogramas.

Abstract

The effect of a moderate to a high severity forest fire in the hydrological response of a european atlantic catchment was studied through the comparison with a nearby catchment with the same hydrological characteristics that was not affected by the fire. Water level from the catchments were continuously monitored during 3 years and stage discharge curves were defined and adjusted. Hydrograph separation into the main streamflow components was performed in both catchments. During the high-flow period the quick-flow is in general higher in the burnt catchment, reaching values 100% higher than in the unburnt catchment. During the low-flow period the effect of the fires is more remarkable and one year after the fire the baseflow in the burnt catchment is 50 times higher than in the unburnt catchment.

Keywords: Fire, hydrology, paired catchment, hydrograph separation.

Introducción

El caudal máximo es quizá el indicador hidrológico más sensible para conocer la respuesta de una cuenca después del fuego [1], no solo porque los cambios hidrológicos son más acusados, sino porque sobre todo, es el parámetro hidrológico más directamente relacionado con las inundaciones y otros daños de origen hidrológico que pueden provocar los incendios forestales. Estudios como los de Moddy y Martin [2] señalan que la escorrentía anual puede ser, por norma general, hasta 4,5 veces mayor después de un incendio mientras que el caudal máximo puede aumentar hasta en 870 veces.

Los caudales máximos dependen directamente de la fracción de la escorrentia total correspondiente a la componente superficial, que, a su vez está directamente relacionada con las características de la lluvia y de la cuenca. En este último caso, características morfológicas de la cuenca como son la superficie, pendiente, conectividad, geología, o uso y tipos del suelo son de especial importancia [3].

En relación con la influencia del fuego, el incremento de la hidrofobia del suelo que, a su vez, influye sobre la infiltración, puede dar origen a situaciones de flujo hortoniano muy favorables para la génesis de la componente superficial [4]. En zonas húmedas, donde el flujo hortoniano es menos relevante, suelen tener mayor importancia las situaciones en las que las lluvias intensas inciden sobre una cuenca previamente saturada en agua, por lo que, en definitiva, el periodo de lluvia que precede al incendio sería uno de los factores fundamentales.

En relación a la influencia que los incendios forestales pueden tener sobre la componente basal la información bibliográfica es mucho más limitada. Macknay y Cornish [5] en cuencas australianas repobladas de *Eucaliptus* encuentran un efecto inmediato del incendio, incrementando la componente basal. Neary et al. [6] indican que en los incendios de Central Texas es frecuente que surjan informes anecdóticos de manantiales que comienzan a fluir después de años de estar secos, lo que puede atribuirse al papel que desempeña la componente basal para mantener el flujo perenne durante el año. Finalmente, Strand [7], en un estudio sobre las constantes de recesion de la componente basal, encuentra que, éstas son más altas en el año posterior al incendio, pero que a los tres años ya se recuperan las condiciones iniciales. En todos los estudios este incremento de la componente basal se atribuye a la menor evapotranspiración que se origina después del incendio por la pérdida de vegetación y a su influencia sobre el balance hídrico. Este mismo efecto se pudo demostrar, a nivel de parcela experimental, en una zona similar a la de este estudio [8].

Así como los efectos de los incendios sobre la componente superficial tienen interés aplicado por su influencia sobre inundaciones y otro tipo de efectos catastróficos, los que afectan a la componente basal tienen importancia porque se producen, normalmente, en un momento donde los aportes de agua de las cuencas son más limitados. Situación que puede tener especial interés en las zonas de clima mediterráneo, donde los estiajes son muy intensos, y este proceso puede tener un efecto temporal apreciable.

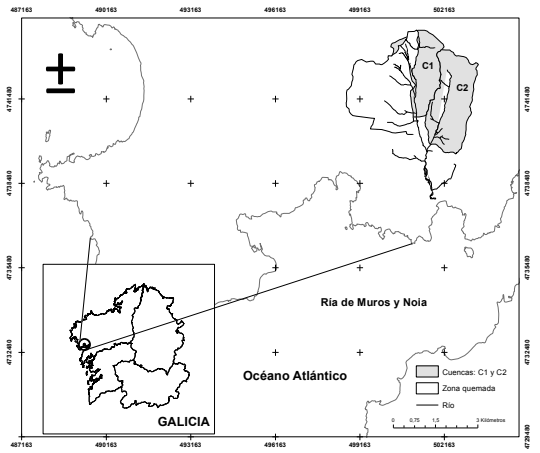
Este trabajo tiene como finalidad analizar los cambios hidrológicos producidos en la componente superficial y basal de una pequeña cuenca de la zona atlántica europea afectada por un incendio forestal de severidad moderada a alta. Los cambios hidrológicos se definen por comparación con una cuenca contigua que no fue afectada por el incendio y con similares características geológicas, morfológicas, climáticas y de uso del suelo.

Material y métodos

Se llevó a cabo un análisis de las componentes superficial y basal de dos cuencas pareadas (C1 y C2), ubicadas en la Provincia de A Coruña (Fig. 1), a partir de la separación de sus hidrogramas, con la finalidad de conocer el efecto de un incendio de severidad media-alta que

afectó a una de las cuencas en un 50% durante el verano de 2007 [9]. Fueron utilizados los datos obtenidos a partir del registro en continuo de niveles durante cuatro años y las curvas de gastos definidas en función de los aforos realizados, permitiendo obtener los hidrogramas de los caudales de ambas cuencas para los años hidrológicos 2008/09, 2009/10 y 2010/11. Las principales características de las cuencas se resumen en la tabla 1.

Fig. 1 – Ubicación de las cuencas de estudio.



La separación de hidrogramas fue realizada con el programa HYSEP [10] que se basa en el método de la correlación de los tiempos de vaciado del escurrimiento directo con el área de la cuenca.

Resultados y discusión

Realizada la separación de los hidrogramas en sus componentes superficial y basal se observa que la componente superficial es en general superior en la cuenca quemada respecto a la no quemada, con valores que en algunos casos puntuales puede incrementarse más del 100% y que, como valores promedios estaría en torno a un incremento del 20-30%. También aparecen algunos casos puntuales en los que la cuenca quemada presenta valores de la componente superficial inferiores a los de la no quemada (Fig. 2A). Las mayores relaciones (superiores a 5) se corresponden, en general, a valores bajos o muy bajos de los picos de caudal, por otra parte, no se observa una tendencia clara de evolución a lo largo del tiempo, siendo los valores de la relación entre la cuenca quemada y la no quemada, en general, inferiores a 2.

Tabla 1. Características morfométricas de las cuencas.

Cuenca	C1	C2
Área (km^2)	5,2	4,8
Coordenadas geográficas	42º50'N, 8º59'W	42º49'N, 8º58'W
Altitud media (m)	266	241
Altitud máxima (m)	470	515
Altitud mínima (m)	28	15
Pendiente media (%)	35	29
Pendiente máxima (%)	187	236
Tiempo de concentración (h)[1]	1,1	0,9
Severidad del incendio[2]	Moderada-alta	No quemada
% de cuenca quemada	50,4	0
Uso del suelo predominante (>50%)	Matorral	Bosque mixto
Uso del suelo secundario (15-50%)	Bosque mixto	Matorral
Geología	Granitos y Granodioritas	Granitos y Granodioritas
Tipo de suelo	Leptosoles y Regosoles	Leptosoles y Regosoles

Precipitación anual: 1717 mm (2008/09),1840 mm (2009/10), 1558 mm (2010/11)
* <15% Usos del suelo secundarios.
[1] (Témez, 2002) [11]
[2] (Chandler et al., 1983) [9]

Por otra parte, donde realmente se puede apreciar de forma muy notable la influencia del incendio es en el valor de la componente basal en los periodos de estiaje. En estas épocas los incrementos de la componente basal son muy importantes en el suelo quemado en comparación a los de la cuenca no quemada (hasta 50 veces) en el primer año posterior al incendio, moderados (hasta 10 veces) en el segundo año y muy bajos (hasta 2 veces) en el tercer año. La relación entre los caudales basales (Fig. 2B) muestran una tendencia temporal muy marcada, descendiendo con el tiempo transcurrido desde el incendio.

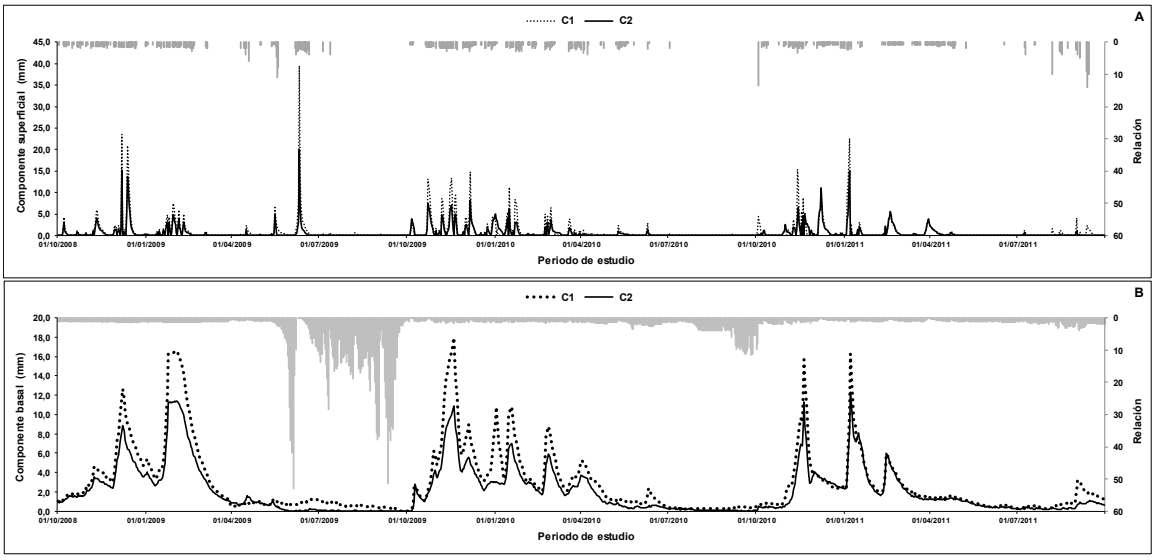


Fig. 2 – Relaciones entre la componente basal y superficial de las cuencas C1 (cuenca quemada) y C2 (cuenca no quemada). A: Componente superficial y B: Componente basal.

Estas diferencias pueden ser atribuidas a la disminución de la evapotranspiración que experimentan los suelos quemados como consecuencia de la pérdida de la vegetación, que afectaría a la recarga de los flujos subsuperficiales del suelo. Este efecto fue demostrado en un estudio realizado en el noroeste de España sobre la influencia de un incendio de matorral de *Ulex* en la evapotranspiración real, que mostró como a los 8 meses del incendio (junio) ésta era superior en un 36% en el suelo quemado en comparación con otro no quemado, si bien 19 meses más tarde (mayo) era ya solo del 9% [8]. En consecuencia, la recuperación de la vegetación sería determinante, ya que los cambios que experimenta la cuenca quemada con respecto a la no quemada van disminuyendo a lo largo del periodo de estudio.

Conclusiones

El incendio forestal afectó al comportamiento hidrológico de la cuenca quemada, incrementando la componente basal y superficial. En el caso de la escorrentía basal es donde se observa mejor reflejado el efecto del fuego, de manera mas clara durante las épocas de estiaje y más acentuado durante el primer año de estudio.

Bibliografía

[1] Rowe, PB, Countryman, CM, Storey, HC. 1954. Hydrologic analysis used to determine effects of fire on peak discharge and erosion rates in southern California watersheds. Berkeley, California, USDA Forest Service.

[2] Moody, J.A., Martin D.A. 2001. Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range. EARTH SURF PROC LANDF 26:1049–1070.

[3] Aparicio, FJ. 2004. Fundamentos de hidrología de superficie. México D.F, Editorial LIMUSA.

[4] Shakesby, R.A. 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. EARTH-SCI REV. 105: 71-100.

[5] Mackay, SM., Cornish, PM. 1982. Effects of wildfire and logging on the hydrology of small catchments near Eden, NSW. In: The First National Conference on Forest Hydrology, Melbourne, Institution of Engineers Australia Conference Publication No. 82/6, pp. 111–117.

[6] Neary, DG., Gottfried, GJ., Ffolliott, PF. 2003. Post-wildfire watershed flood responses. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Flagstaff, AZ. University of Arizona, Tucson, AZ.

[7] Strand, J. 2006. Impact of wildfires on historical and modern analysis of baseflow recession in the San Dimas Watershed. Senior Thesis.

[8] Soto, B., Díaz-Fierros, F. 1997. Soil water balance as affected by throughfall in gorse (Ulex europaeus, L.) shrubland after burning. J HYDROL. 195 (1-4): 218-231.

[9] Chadler, C, Cheney, P, Thomas P, Trabaud, L. 1983. Fire in forestry. Vol. I, Forest fire behaviour and effects. New York, John Wiley & Sons.

[10] Sloto, RA, Crouse, MY. 1996. HYSEP: A Computer program for streamflow hydrograph separation and analysis. Lemoyne, Pennsylvania, U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report 1996–4040, 46 p.

[11] Témez, JR, 2002. Generalización y mejora del método racional. Dirección General de Carreteras de España. Trabajo presentado en XXIV IAHR Congreso.

Caracterización de las propiedades hídricas de los suelos para el manejo del riego y la modelización de los retornos en el Barranco del Reguero (Huesca)

Characterizing soil hydraulic properties for irrigation management and modelling of return flows in the Barranco del Reguero (Huesca)

Usón Murillo, Asunción[1*], Asanza Cajamarca, Juan Carlos[2], Isidoro Ramírez, Daniel[2]

[1] Carretera Cuarte s/n. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. 22071 HUESCA
*mauson@unizar.es

[2] Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria. Gobierno de Aragón. Campus Aula Dei. Carretera Montaña. ZARAGOZA

Resumo / Resumen

En la Cuenca del Ebro se están realizando balances hídricos a nivel de subcuencas para conocer el impacto de la agricultura en la calidad de los retornos de riego. Este trabajo tiene como objetivo la caracterización de los suelos de la cuenca P11 y de sus propiedades hídricas, para el ajuste de modelos de simulación que permitan predecir el impacto de distintos manejos en la cuenca. En la cuenca de 1865 hectáreas se han realizado 18 calicatas y 14 sondeos, en estos puntos se ha descrito las propiedades macromorfológicas de estos suelos y se han analizado los distintos horizontes (textura, retención de agua, conductividad hidráulica, salinidad y nutrientes). Se han descrito suelos de 3 órdenes (Aridisoles, Inceptisoles y Entisoles), siendo mayoritarios los suelos pertenecientes al subgrupo Xerofluvent oxyacuico. El dominio de la fracción arena en los suelos (44% de valor medio) se traduce en que las familias texturales dominantes son franco gruesa y franco fina (51 y 33% de la superficie, respectivamente). Aún así, las conductividades hidráulicas han sido mayoritariamente lentas o muy lentas. La retención de agua media ha sido del 10,6% en peso, variando entre 8,1 y 12,4% en las distintas unidades definidas. Finalmente, la salinidad afecta al 5,1% de la superficie de la cuenca.

Palabras clave: balance hídrico, conductividad hidráulica, retención de agua.

Abstract

Water balances are being carried out in several sub-basins within the Ebro River Basin to elucidate the impact of agriculture on the quality of irrigation return flows. This work intends to characterize the soils of the sub-basin P11 along with their hydraulic features, what would allow for using simulation models to anticipate the impact of different management practices. A total of 18 pits and 14 auger holes were performed within the 1865 ha basin. The soil macro-morphological properties were described in all these points and the horizons found were analyzed (texture, water retention capacity, hydraulic conductivity, salinity and nutrients). Three soil orders were described (Aridisols, Inceptisols, and Entisols), with the subgroup Oxyaquic Xerofluvent being dominant. The dominion of the Sand fraction in the soils (44% in the average) brings about that the dominant textural families were Coarse-loamy and Fine-loamy (51% and 33% of the area respectively). In spite of this, the measured hydraulic conductivities were low or very low. The average water retention capacity was 10.6% in weight, ranging from 8.1% to 12.4% in the soil units defined. Finally, 5.1% of the basin area was affected by salinity.

Keywords: water balance, hydraulic conductivity, water retention

Introducción y objetivos

Para que el objetivo comunitario de protección de las aguas superficiales se pueda conseguir, es necesario conocer la calidad de los retornos que llegan a esas masas de agua y, si esto supone un riesgo, buscar alternativas de manejo para evitarlo.

En la Cuenca del Ebro, con déficits hídricos considerables para el desarrollo de los cultivos, el regadío es la opción mejor contemplada para el desarrollo del territorio y la fijación de la población. Sin embargo, se le considera responsable de gran parte del impacto negativo sobre las aguas. La Confederación Hidrográfica del Ebro, con la colaboración del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón lleva tiempo realizando balances hídricos a nivel de subcuencas para conocer el impacto de la agricultura en la calidad de los retornos de riego [1].

Una herramienta útil para comprender el impacto de las medidas tanto protectoras como correctivas que se puedan aplicar es el uso de modelos de simulación hidrológica [2], los cuales necesitan información de suelo lo más precisa y completa posible para su mejor funcionamiento.

La información de suelos en las zonas de regadío en Aragón no es muy extensa pero se va avanzando en el conocimiento de los suelos y en sus propiedades principales [3] [4]. En algunos casos se han llegado a determinar funciones de edafotransferencia [5] para estimar las propiedades que rigen el comportamiento hidrológico, aunque es necesario confirmar el ajuste de dichas funciones cuando se trabaja en otras cuencas.

En este contexto, este trabajo se ha realizado con el objetivo de caracterizar, cuantificar y representar cartográficamente la información de suelos en la cuenca del Barranco del Reguero (P11).

Material y métodos

Descripción de la zona

La cuenca de estudio (P11) se encuentra en el municipio de Peralta de Alcofea, drenada por el Arroyo del Reguero, un afluente del río Alcanadre que está ubicado en la margen izquierda de la Cuenca Hidrográfica del Ebro (Fig. 1). Drena un total de 1.865 hectáreas de superficie, con 1174 ha regables y 1117 ha regadas en el año 2014. El regadío pertenece a la comunidad de regantes "Alconadre" del sistema de Riegos del Alto Aragón. El maíz, la alfalfa y el cereal de invierno son los cultivos más representativos de esta cuenca.

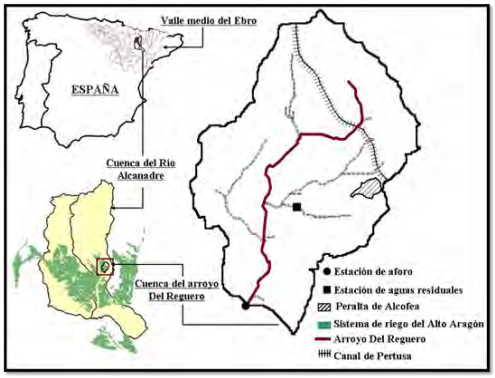


Fig. 1 Localización del área de estudio.

El diagrama ombrotérmico (Figura 2) muestra claramente el déficit de agua durante los meses de verano.

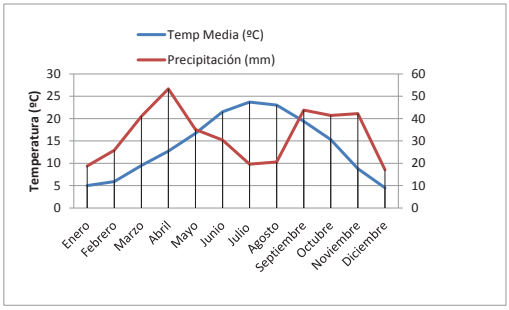


Fig. 2 Diagrama ombrotémico. Datos de la oficina del regante, Huerto (2004-2017)

En la zona dominan las rocas sedimentarias de tamaño grueso (areniscas) que se alternan con otras de tamaños más finos. Geomorfológicamente, la cuenca está rodeada de plataformas residuales en las zonas norte y noroeste con elevados contenidos en elementos gruesos, y el resto son glacis más o menos degradados y fondos de valle.

Trabajo de campo y laboratorio

Se han descrito las propiedades macro-morfológicas en 18 calicatas y 14 sondeos distribuidos por toda la cuenca, tanto en el secano como en el regadío, siguiendo los criterios SINEDARES [6].

Se muestrearon todos los horizontes descritos tomando una muestra inalterada para el cálculo de humedad y densidad aparente y muestra alterada para el resto de análisis del laboratorio.

Se analizó: la conductividad eléctrica del extracto 1:5 ($CE_{1:5}$), materia orgánica, pH, clase textural (%arena, %limo grueso, %limo fino y % arcilla), nutrientes extraidos con acetato amónico (K, Ca, Mg y Na), P_{olsen} y Nitrógeno en forma nítrica. En aquellas muestras en las que la conductividad del extracto 1:5 superaba los 0,2 dS/m se realizó el extrato de saturación (CE, aniones y cationes).

También se calculó la retención de agua de cada muestra a -33 y -1500kPa.

Con esta información se clasificaron los suelos y se delimitaron unidades homogéneas de suelos. En cada una de estas unidades, se midió la conductividad hidráulica en campo (K_s), por el método del sondeo inverso. En cada unidad de suelos se eligieron 3 puntos que estuvieran muestreados y en ellos se realizaron las pruebas de K_s por horizontes, hasta las profundidades descritas en los primeros muestreos.

3. Resultados y discusión.

Unidades de suelos

Se han definido 9 unidades de suelos que pertenecen a 3 órdenes de suelo según Soil Taxonomy [7]: Inceptisoles, Entisoles y Aridisoles (Tabla 1; Figura3).

En las plataformas residuales de las zonas noreste y noroeste se han desarrollado horizontes petrocálcicos a una profundidad entre 45 y 55 cm. Sobre los glacis de la zona noreste se han desarrollado suelos profundos con horizontes cálcicos. En la zona más deprimida de la cuenca se han acumulado gran cantidad de sales solubles que han dado lugar a horizontes sálicos. Y en el resto de la cuenca los suelos están poco desarrollados y se han clasificado como entisoles. En casi el 60% de la superficie la capa freática está presente a menos de 150 cm del suelo, lo que da el carácter oxyáquico en la clasificación. También se han encontrado diferencias notables en el tamaño de partículas que ha permitido la separación de familias texturales en dos subgrupos de suelos. Dominan los suelos de familias franco gruesas (51%) y franco finas (33%).

Tabla 1. Unidades de suelos descritas en la Cuenca P11 y porcentaje de la superficie ocupada por cada una de ellas.

Unidad de suelo	Clasificación ST (subgrupo y familia textural)	Superficie en la cuenca (%)
A1	Calcixerept petrocálcico, superficial, franca	2,3
A2	Calcixerept petrocálcico, esqueletico franca	10,8
B1	Calcixerept típico, franco gruesa	15,1
B2	Xerorthent típico, fina	2,9
B3	Xerorthent típico, franco gruesa	2,7
C1	Xerofluvent oxyáquico, franco gruesa	31,8
C2	Xerofluvent oxyáquico, franco fina	27,4
C3	Xerofluvent típico, franco gruesa	0,5
C4	Haplosalid típico, franco fina	5,1

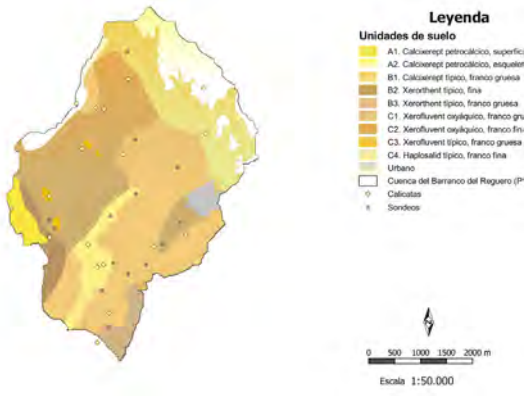


Fig. 3 Representación de las unidades cartográficas en la cuenca P11.

Características físico-químicas de las unidades

En las unidades sobre plataformas (A1 y A2) la profundidad efectiva estaba limitada por la presencia de un horizonte petrocálcico, en la unidad B3 por la presencia de roca sedimentaria no meteorizada y en la unidad C2 por la presencia de la capa freática. La pedregosidad solamente ha sido significativa en las plataformas y en las laderas (unidades A y B1; Tabla 2). La fracción granulométrica dominante ha sido arena (Tabla 2).

Tabla 2. Profundidad efectiva, pedregosidad y fracciones granulométricas en las unidades de suelos descritas en la Cuenca P11.

Unidad de suelo	A1	A2	B1	B2	B3	C1	C2	C3	C4	MEDIA
Profundidad efectiva (cm)	40	55	100	90	55	116	77	120	110	93
Pedregosidad (%)	45	55	18	5	0,3	3	5	0	0	7
% arcilla	17,2	16,5	14,6	34,9	16,9	14,5	21,2	14,5	19,4	17,3
% arena	48,1	42	49,4	16,8	41,5	52,8	30,7	66,1	33,6	44

Entre los parámetros químicos, el contenido de materia orgánica medio en el perfil fue superior en las unidades de suelos menos profundas, como era esperable (Tabla 3). Los pH son básicos o ligeramente alcalinos, estos últimos especialmente en las zonas con mayor salinidad (Tabla 3). Se muestra también el contenido de nitrato en las muestras de suelo, ya que en los retornos de la cuenca se han obtenido elevados niveles de nitrato (92 mg/L en 2014) y, estos resultados ya evidencian esos datos.

Tabla 3. Materia orgánica, pH, conductividad eléctrica (extracto 1:5) y nitratos en cada unidad de suelos descrita en la cuenca P11. Datos medios de los perfiles y los horizontes.

Unidad de suelo	Materia orgánica (%)	pH	$CE_{1:5}$ (dS/m)	$N\text{-}NO_3$ (mg/kg)
A1	1,90 ± 1,06	8,25 ± 0,11	0,18 ± 0,00	6,0 ± 5,7
A2	1,54 ± 0,37	8,36 ± 0,08	0,14 ± 0,01	6,5 ± 8,5
B1	1,05 ± 0,67	8,31 ± 0,05	0,15 ± 0,00	3,5 ± 3,5
B2	2,37 ± 1,53	9,04 ± 1,05	0,33 ± 0,12	12,5 ± 10,6
B3	1,09 ± 0,60	8,47 ± 0,10	0,18 ± 0,02	10,1 ± 6,4
C1	0,99 ± 0,59	8,49 ± 0,19	0,31 ± 0,52	12,6 ± 28,4
C2	1,04 ±0,53	8,65 ± 0,38	0,25 ± 0,07	8,2 ± 5,8
C3	1,32 ± 0,11	8,38 ± 0,09	0,16 ± 0,02	8,6 ± 6,7
C4	0,81 ± 0,28	8,93 ± 0,56	1,89 ± 1,60	18,3 ±24,2
MEDIA	1,07 ± 0,58	8,57 ± 0,36	0,48 ± 0,87	10,9 ± 20,2

En cuanto a las propiedades hidrícas, las densidades aparentes son altas, sobre todo en las familias texturales franco gruesas. Las conductividades hidráulicas varían de muy lentas a moderadamente lentas y la retención de agua disponible para las plantas, expresada en porcentaje en peso, es moderada (Tabla 4).

Tabla 4. Densidad aparente, retención de agua en peso y conductividad hidráulica saturada (K_s). Datos medios de los perfiles y los horizontes

Unidad de suelo	Densidad aparente (g/cm^3)	Retención de agua (W_{cc}-W_{PMP}) (%)	Ks (m/día)
A1	1,40	8,85 ± 0,34	0,08
A2	1,40	8,08 ± 1,09	0,70 ± 0,76
B1	1,39 ± 0,02	9,79 ± 1,09	0,27 ± 0,01
B2	1,40	11,10 ± 0,30	0,02 ± 0,02
B3	1,76 ± 0,13	12,37 ± 4,40	0,12 ± 0,08
C1	1,58 ± 0,10	10,48 ± 2,03	0,16 ± 0,10
C2	1,65 ± 0,09	10,27 ± 1,71	0,05 ± 0,03
C3	1,64 ± 0,08	8,46 ± 6,78	0,58 ± 0,41
C4	1,61 ± 0,02	12,08 ± 3,78	0,12 ± 0,09
MEDIA	1,58 ± 0,13	10,55 ± 3,07	0,20 ± 0,28

Conclusiones

A pesar de que la fracción arena domina en la mayor parte de los suelos estudiados, las conductividades hidráulicas son, mayoritariamente, lentas o muy lentas.

La poca presencia de manchas de óxido-reducción en los suelos, evidencian que ese movimiento lento parece ser suficiente para evitar la reducción de estos suelos.

Es necesario completar este trabajo analizando con detalles las relaciones entre parámetros y también comprobar las funciones de edafotransferencia definidas en trabajos previos.

Referencias bibliográficas

[1] CHE-CITA, 2017. Evaluación de la afección al estado de las masas de agua superficiales por los retornos de riego de cuatro sistemas de la Cuenca del Ebro, informe del convenio de colaboración CHE-CITA para los años 2013-2015, 349 p..

[2] Skhiri, A, Dechmi, F. 2012. Impact of sprinkler irrigation management on the Del Reguero river (Spain) I: Water balance and irrigation performance. Agricultural Water Management 103: 120-129

[3] Jiménez-Aguirre, MT, Isidoro, D, Usón, A. 2018a. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): I Delineating soil units for irrigation. Geoderma 311: 78-90.

[4] Nogués, J. 2002. Mapa de suelos (E 1/25000) de Barbués y Torres de Barbués (Huesca): apolicaciones para la modernización de regadíos. Series de Investigación nº 36. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón

[5] Jiménez-Aguirre, MT, Isidoro, D., Usón, A. 2018b. Soil variability in La Violada Irrigation District (Spain): II Characterizing hydrologic and salinity features. Geoderma 311: 67-77

[6] CBDSA, Comisión del Banco de Datos de Suelos y Aguas. 1983. SINEDARES, Manual para la descripción codificada de suelos en el campo. MAPA. Madrid.

[7] Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy (11th edition). United States Department of Agriculture. NRCS.

Efectos del desembosque de madera en las propiedades hidrológicas del suelo en una clara en el Norte de España

Effects of forwarding on soil hydrological properties in thinning operation in northern Spain

Canga, Elena[*1], Arias-González, Ander[2], Majada, Juan[1], Gartzia-Bengoetxea, Nahia[2*]

[1] Centro Tecnológico Forestal y de la Madera de Asturias, Bº Pumarabule s/n. Carbayín. 33936 Siero-Asturias-España
ecanga@cetemas.es

[2] NEIKER-Tecnalia, Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, Departamento de Conservación de Recursos Naturales, Parque Científico y Tecnológico de Bizkaia, P 812, Berreaga 1, E-48160 Derio, Bizkaia

Resumen

El principal objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de la saca de madera en las propiedades hidrológicas de un suelo con un riesgo de compactación muy alto en condiciones de humedad del suelo cercanos al 62 % de capacidad de campo. Se realizó un diseño factorial de un factor con tres repeticiones e incluyendo tres intensidades de tráfico del autocargador Dingo AD6-24 (tres, seis y nueve pasadas). En cada parcela se tomaron cuatro muestras de suelo inalterado, en las que se determinaron la densidad aparente, la porosidad, la conductividad hidráulica saturada y la capacidad de retención hídrica a -10kPa (capacidad de campo). Los resultados evidenciaron que 3 pasadas de autocargador son suficientes para incrementar significativamente la densidad aparente del suelo sin efectos adicionales con las siguientes pasadas. Sin embargo los pases adicionales (6 y 9 pasadas) reducen significativamente la conductividad hidráulica saturada de los suelos, incrementando el riesgo de erosión de suelo. Los resultados indican que aunque las labores de desembosque se realicen en periodos de humedad del suelo relativamente bajos, en suelos con un riesgo muy alto de compactación se alteran las propiedades físicas del suelo aunque no se hayan alcanzado niveles críticos para el crecimiento radicular.

Palabras clave: compactación, desembosque, densidad aparente, conductividad hidráulica, gestión forestal.

Abstract

The aim of this study was to evaluate the effects of forwarding on the hydrological properties of a high compaction-risk soil with a moisture content of almost 62%. A single-factor factorial design with three replications was used involving three traffic intensities of a Dingo AD6-24 forwarder (3, 6 and 9 passes). Four unaltered soil samples were taken in each treatment plot and specific soil properties were measured in the laboratory: bulk density, porosity, satured hydraulic conductivity and gravimetric water content -10 kPa (field capacity). The results demonstrated that 3 passes of the forest machine are enough to significantly increase bulk density with succesive passes having no additional effect. However, additional passes (6 or 9) significantly reduced the saturated hydraulic conductivity of soils, increasing soil erosion risk. These results indicate that in a soil with a high compaction risk, forwading alters its physical properties, although no critical levels have been reached for root growth.

Keywords: Soil compaction, forwarding, bulk density, hydraulic conductivity, forest management,

Introducción

La mecanización de los aprovechamientos forestales es una realidad en aumento a nivel mundial. En el Norte de España está limitada por las elevadas pendientes de algunas zonas, la escasez de infraestructuras y el tamaño de la propiedad. El uso de maquinaria de gran tonelaje puede acarrear el aumento de la compactación y la degradacion de los suelos forestales.

Durante las operaciones forestales, el grado de compactación del suelo depende de varios factores: características inherentes como la textura o humedad [1], la cantidad de ramas en el suelo [3] y factores relacionados con el tipo de máquina, número de pasadas y sistema empleado [3][10]. En el caso de la saca de madera del bosque a cargadero, la máquina más habitual es el autocargador forestal. Diversos autores han analizado la compactación producida por distintos modelos de autocargador en condiciones variables [3], sin embargo las diferencias en las condiciones de humedad del suelo y la falta de repeticiones complican la comparación entre los distintos estudios.

El objetivo de este estudio es analizar la influencia de la intensidad de tráfico sobre el suelo tras un periodo seco. Este estudio se enmarca dentro de un objetivo más amplio: estudios comparativos con distintos grados de humedad para poder ofrecer pautas para la realización de aprovechamientos minimizando los daños producidos por la maquinaria en el suelo.

Material y métodos

El área de estudio se localizó en Asturias (norte de España), con un clima oceánico con precipitaciones abundantes durante todo el año, en un pinar de *Pinus radiata* de 21 años con una pendiente de un 5%. Se trata de un suelo de textura franco arcillosa (45% arena, 25% limo y 30% arcilla) que según Orazio et al. [8], tendría un riesgo de compactación muy alto.

Se realizó una segunda clara selectiva, apeando con motosierra los árboles y realizando el desembosque a pista un autocargador Dingo modelo AD6-24 (Fig. 1). Las principales características de dicha máquina se presentan en la Tabla 1

Fig. 1 – Trabajos de saca de madera en una clara de pino radiata en Asturias con autocargador Dingo AD6-24..

Tabla 1. Caracterísiticas de la máquina forestal Autocargador Dingo AD6-24.

Potencia	Dimensiones	Capacidad carga
110 Kw	Ancho:2,51 m Largo: 9,23 m	13 t

Durante el desembosque se analizó la influencia de la máquina sobre las propiedades hidrológicas del suelo. Para ello se realizó un diseño factorial de un factor (intensidad de tráfico) con tres repeticiones. Se estudiaron 3 intensidades de tráfico (3, 6 y 9 pasadas de la máquina, equivalente a tráfico ligero, medio y elevado) realizándose asimismo unas parcelas control (sin tráfico), siguiendo la metodología propuesta por Naghdi *et al.* [7]: se instalaron parcelas de 10 m de largo y 4 m de ancho y en el sentido de las calles (Fig. 2), incluyéndose en cada parcela dos transectos aleatorios perpendiculares al sentido de las calles de desembosque.

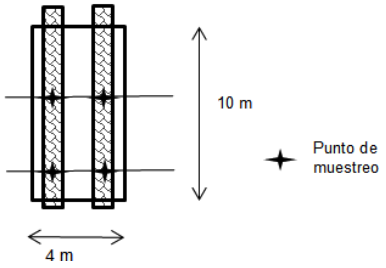


Fig. 2 – Esquema de la toma de muestras en las parcelas de ensayo.

En septiembre de 2017 se tomó un cilindro de suelo inalterado (5.3 cmØ x 5 cm h) en cada transecto, y en cada rodada, en total 48 muestras. La

determinación de las propiedades hidrológicas se realizó siguiendo una metodología sequencial. Primeramente los cilindros se saturaron por capilaridad y se determinó el contenido de agua en saturación (Wsat). Posteriormente se determinaron la densidad aparente y la porosidad mediante el método de Arquímedes. Las muestras aún saturadas se transfirieron luego a un permeámetro de laboratorio de carga constante para determinar la conductividad hidráulica saturada (Ks) recogiendo el agua drenada en una bureta durante un período fijo de tiempo en que el agua fluía constantemente. La desorción de agua se determinó mediante la aplicación de presión de -10 kPa (capacidad de campo) con placas de presión Soilmoisture®. Finalmente, las muestras se secaron a 105ºC durante 48 horas.

Se realizó un análisis exploratorio para analizar la presencia de outliers y la normalidad de las variables. Finalmente, se realizó un análisis de la varianza de un factor (intensidad de tráfico), utilizando el procedimiento GLM (General Linear Models) [9].

Resultados y discusión

Tras el análisis exploratorio de los datos se eliminaron 5 valores atípicos y se comprobó que las variables no seguían una distribución normal, por lo que se realizó un análisis de varianza siguiendo el procedimiento GLM del programa SAS.

En la Tabla 2 se presentan los resultados del análisis de varianza de las variables analizadas. El test t indica que la intensidad de tráfico del autocargador tiene efectos significativos en la densidad aparente, el contenido en agua a saturación y la conductividad hidráulica. En las figuras 3-7 se presentan los diagramas de caja de la variables analizadas.

Tabla 2. Análisis de varianza de un factor (intensidad de tráfico) de las variables analizadas.

	DF	Tipo I SS	Cuad. media	F-Valor	Pr > F
Porosidad (%)	3	0,01	0,002	1,11	0,36
Dens aparente (g cm^{-3})	3	0,13	0,04	6	<0,05
Ks (um s^{-1})	3	1084,47	361,49	9,77	<0,05
Wsat (g H2O g^{-1} suelo)	3	0,11	0,04	4,8	<0,05
Cap.campo (g H2O g^{-1} suelo)	3	0,02	0,0	1,69	0,185

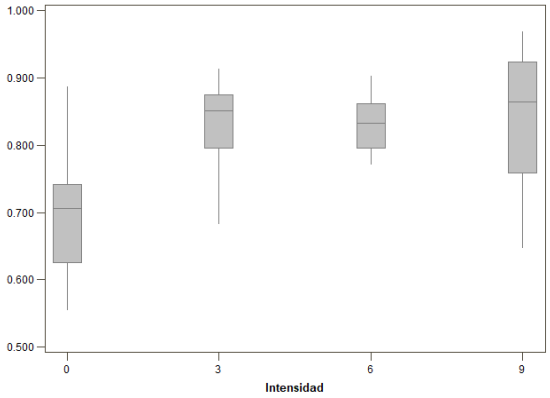


Fig. 3 – Diagramas de caja de la densidad aparente entre las distintas intensidades de tráfico.

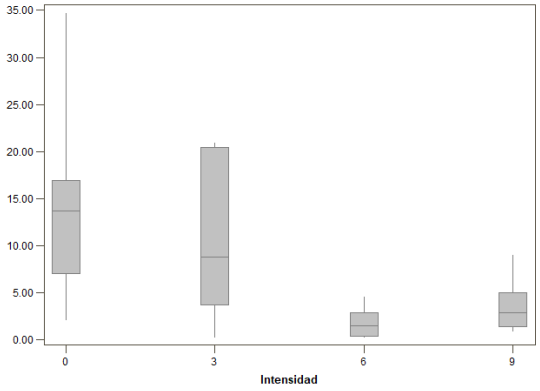


Fig. 4 – Diagramas de caja de la conductividad hidráulica entre intensidades de tráfico.

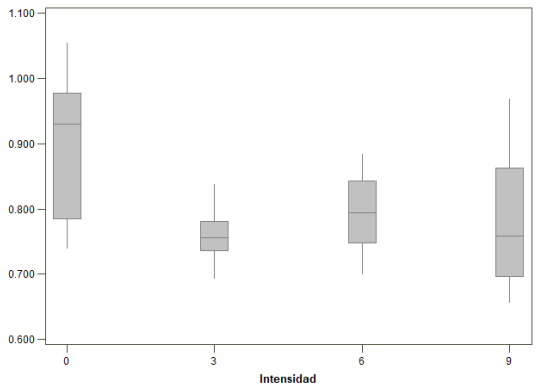


Fig. 5 – Diagramas de caja de la Wsat entre las distintas intensidades de tráfico.

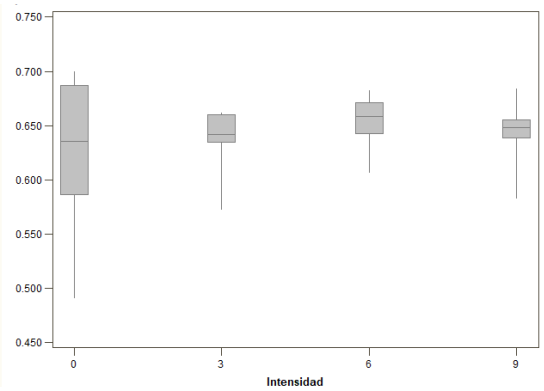


Fig. 6 – Diagramas de caja de la porosidad entre las distintas intensidades de tráfico.

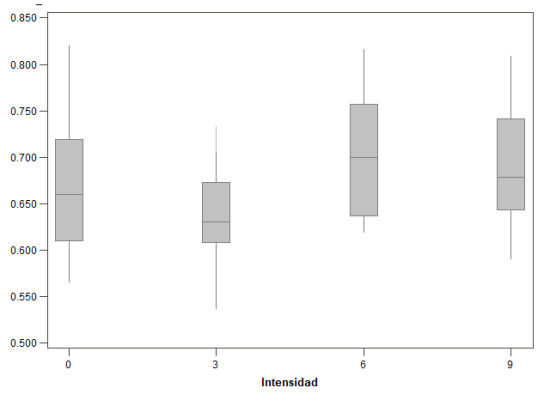


Fig. 7 – Diagramas de caja de WHC_10 entre las distintas intensidades de tráfico.

Estos resultados son coherentes con los obtenidos en estudios anteriores, en los que se observó que el mayor grado de compactación se produce de la primera a la décima pasada de una máquina, principalmente en los tres primeros viajes [5]. Los pases siguientes generalmente tienen efectos pequeños adicionales [1][2]. Es importante tener en cuenta que este estudio se realizó tras un periodo relativamente seco (teniendo en cuenta que se trata de un clima con altas precipitaciones) por lo que los resultados deben ser completados con análisis sobre suelo húmedo.

Los máximos alcanzados en la densidad aparente no llegan a los valores críticos citados en la bibliografía para la reducción del crecimiento radicular [6].

Conclusiones

Los resultados en este estudio demuestran que el impacto del autogardor Dingo AD6-24 sobre un suelo con un riesgo de compactación muy alto, son evidentes con 3 pasadas en densidad aparente y con 6 pasadas en conductividad hidráulica saturada. Es necesario evaluar esta máquina en condiciones de humedad de suelo más elevadas para poder ofrecer pautas para la minimización de daños.

Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado a través del programa Interreg SUDOE dentro del proyecto PLURIFOR.

Referencias bibliográficas

[1] Ampoorter E, Goris R, Cornelis WM, Verheyen K. 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. For Ecol Manage 241(1–3): 162-174.

[2] Bolding MC, Kellogg LD, Davis CT. 2009. Soil Compaction and Visual Disturbance Following an Integrated Mechanical Forest Fuel Reduction Operation in Southwest Oregon. International Journal of Forest Engineering 20: 47-56.

[3] Eliasson L. 2005. Effects of forwarder tire pressure on rut formation and soil compaction. Silva Fennica 39: 549-557.

[4] Eliasson L, Wasterlund I. 2007. Effects of slash reinforcement of strip roads on rutting and soil compaction on a moist fine-grained soil. For Ecol Manage 252: 118-123.

[5] Froehlich HA, Miles DWR, Robbins RW. 1985. Soil bulk density recovery on compacted skid trails in central Idaho. Soil Science Soc. America J. 49: 1015-1017.

[6] Lousier, J.D. 1990. Impacts of forest harvesting and regeneration on forest sites. Land Management RN 67, pp. 92.

[7] Naghdi R., Solgi A., Labelle E.R., Zenner E.K. 2016. Influence of ground-based skidding on physical and chemical properties of forest soils and their effects on maple seedling growth. Eur. J. Forest Research. 135: 949-962.

[8] Orazio, C., Fermet, S., Rodrigues-Branco, M. y otros. 2014. Gestion integrada de los riesgos en los bosques plantados. EFIATLANTIC. Ed. IEFC.

[9] SAS Institute Inc., 2011. SAS/STAT 9.3 User's Guide. Cary, NC, USA.

[10] Wang J, LeDoux CB, Edwards P. 2007. Changes in Soil Bulk Density Resulting from Construction and Conventional Cable Skidding Using Preplanned Skid Trails. Nort. J. Applied Forestry 24: 5-8.

SESIÓN 6

Función hidrológica de los suelos

POSTERS

Presencia de pesticidas y algunos de sus productos de degradación en aguas naturales de la zona vinícola incluida en la D.O. Jumilla

Occurrence of pesticides and some of their degradation products in natural waters from the vineyard region included in D.O. Jumilla

Herrero-Hernández, Eliseo[1];Simón-Egea, Ana Belén[2]; Rodriguez-Cruz, M.Sonia[1]; Sánchez-Martín, M.Jesús[1]; Iñigo-Mendoza[3], Victoria; Andrades, M. Soledad[2,*]

[1] Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (IRNASA-CSIC), Cordel de Merinas 40-52, 37008 Salamanca.

[2] Departamento de Agricultura y Alimentación, Universidad de La Rioja, 51 Madre de Dios, 26006 Logroño.

* marisol.andrades@unirioja.es

[3] Universidad Internacional de La Rioja, Avda de La Paz, 137, 26006 Logroño

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar los niveles de residuos de pesticidas y algunos productos de degradación en aguas superficiales y subterráneas de laregión vinícola incluida en la D.O. Jumilla con la finalidad de determinar la calidad de estas aguas naturales. Se analizaron sesenta y nueve pesticidas en veintiuna muestras de aguas utilizando un método analítico multiresiduo, basado en la extracción en fase sólida (SPE) y el análisis por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS) de manera que se pudieran obtener resultados fiables. De los compuestos estudiados, sólo se detectaron veintiocho en las muestras de agua analizadas y quince de ellos en concentraciones superiores a 0.1 µg L^{-1} (límite establecido por la UE para residuos de pesticidas en aguas de consumo humano). En todas las muestras investigadas se detectaron concentraciones residuales de pesticidas y sus productos de degradación.

Palabras clave: pesticidas, productos de degradación, aguas naturales, viñedos

Abstract

The objective of this study was to evaluate the surface and groundwater quality of the vineyard region D.O. Jumilla, analysing the pesticide residues levels and some degradation products. Sixty-nine pesticides were selected in twenty-one points of sampling using an analytical method multiresidue, based on the extraction of solid phase (SPE) and the analysis for liquid chromatography and connected to mass spectrometry (LC-MS) so that trustworthy results could be obtained. Of the studied compounds, only twenty-eight were detected in the analyzed samples and fifteen of them in concentrations higher than 0.1 µg L^{-1} (limit established by the EU for pesticide residues detected in waters for human consumption). In all samples investigated, there were detected concentrations of pesticide residues and their degradation products.

Keywords: pesticides, degradation products, natural waters, vineyard

Introducción

La agricultura tiene gran importancia en España en la actualidad. Por otra parte, el uso de pesticidas para aumentar la producción y la calidad de los cultivos es una práctica común y este uso implica un riesgo ya que los compuestos pueden ser retenidos por los suelos y posteriormente pueden ser transportados hacia las aguas superficiales y subterráneas. Debido a ello el destino medioambiental de los pesticidas habitualmente aplicados representa una gran preocupación ya que algunas moléculas son móviles y/o persistentes y pueden afectar la calidad del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas que son más vulnerables en áreas de agricultura intensiva.

España es, tras Francia e Italia, el país europeo con mayor consumo de pesticidas. El amplio uso de estos compuestos podría afectar a la contaminación de aguas y suelos y repercutir en la salud humana y animal. Anualmente en grandes áreas de viñedos de España se aplica una gran cantidad de pesticidas pertenecientes a diferentes clases de sustancias químicas para combatir las malas hierbas, los insectos y los hongos, principalmente, y debido a ello merece una atención especial evaluar la posible contaminación de las aguas que podría ser debida a los pesticidas utilizados para aumentar la producción agrícola. Estudios previos llevados a cabo en la zona de la D.O.Ca. Rioja pusieron de manifiesto la presencia de gran cantidad de estos compuestos [1-2].

El objetivo de este trabajo fue evaluar la presencia de residuos de pesticidas, y algunos de sus productos de degradación, en aguas superficiales y subterráneas en una región cuya principal actividad agrícola es la viticultura. El programa de monitorización se llevó a cabo para evaluar la presencia de pesticidas ampliamente utilizados en la zona incluida en la D.O. Jumilla.

Material y métodos

Selección de pesticidas

Se seleccionaron 69 pesticidas (27 herbicidas, 17 insecticidas y 25 fungicidas) entre los más utilizados en la zona en los últimos años, de acuerdo con los datos proporcionados por organismos públicos, distribuidores de productos fitosanitarios y agricultores de la zona, así como algunos de los compuestos y productos de degradación incluidos en la lista de 33 sustancias prioritarias establecida por la UE [3].

Metodología

Para la determinación y cuantificación de los pesticidas en este programa de monitorización se desarrolló un método multiresiduo basado en el método previamente descrito por Herrero-Hernández y col. [4] para la inclusión de diferentes compuestos. Este método está basado en la extracción en fase sólida (SPE) y el análisis por cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas (LC-MS) de manera que se pudieran obtener resultados fiables. Para la extracción de los pesticidas mediante SPE se pasó un volumen de 500 mL a través de cartuchos Oasis HLB para su preconcentración. Posteriormente, los cartuchos se eluyeron con 4 mL de acetonitrilo y 4 mL de acetona. La fase orgánica obtenida se evaporó en flujo de N_2 y los residuos secos obtenidos se re-disolvieron en 0.5 mL de metanol y se analizaron mediante LC-MS. Este método permite la determinación de los compuestos de interés por debajo del nivel establecido por la UE para aguas de consumo humano.

Muestreo de aguas

Se recogieron un total de 21 muestras de agua entre los meses de diciembre de 2016 y enero de 2017 en las diferentes zonas que constituyen la D.O. Jumilla. Trece muestras corresponden a aguas subterráneas de pozos privados con diferentes profundidades (desde 80 a 490 m) y siete corresponden a fuentes públicas. Sólo una de ellas corresponde a agua

superficial procedente de río Mundo a su paso por Agramón (Hellín). Los puntos de muestreo fueron seleccionados teniendo en cuenta que tanto los pozos excavados como las fuentes naturales se encontraban en zonas de viñedos. La localización de las muestras tomadas se incluye en la Figura 1.

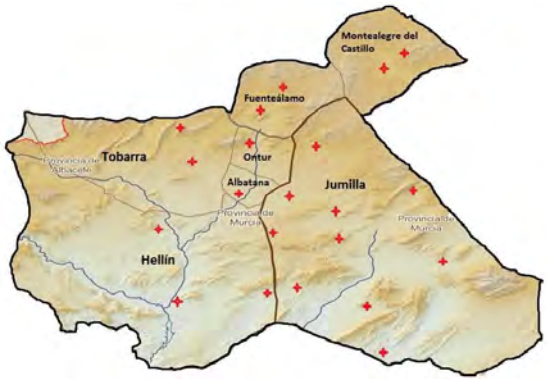


Fig 1. Mapa de la D.O. Jumilla indicando los puntos de muestreo.

Resultados y discusión

De los 69 compuestos estudiados, 15 herbicidas, 7 insecticidas y 19 fungicidas no fueron detectados en ninguna de las muestras analizadas. Mientras que se detectaron 28 compuestos (9 herbicidas, 11 insecticidas y 5 fungicidas) en una o más de las muestras, 14 compuestos se detectaron en concentraciones superiores a 0.1 µg L^{-1} y 20 compuestos fueron detectados, pero no pudieron ser cuantificados al no detectarse dentro de los límites de cuantificación establecidos.

En el caso de los insecticidas, sólo 11 de los analizados fueron detectados en las aguas (Figura 2.a). De todos ellos, indoxacarb se encontró en el 80% de las muestras, debido a su uso habitual en esta zona, siendo en algunos casos su concentración superior a 0.1 µg L^{-1}. Por otro lado, λ-cihalotrina y hexitiazox se encontraron también a concentraciones superiores a 0.1 µg L^{-1} aunque en el caso de hexitiazox esos valores fueron más bajos. Estos resultados corresponden con el elevado uso de λ-cihalotrina, ya que las concentraciones encontradas de este compuesto son las más altas. El diazinon fue encontrado en más del 20% de las muestras con concentraciones > 0.1 µg L^{-1}, al igual que su metabolito diazoxon. Este insecticida es considerado como no lixiviable, pero se encuentra con frecuencia en las aguas subterráneas. Algo similar ocurre con clorpirifos y su metabolito clorpirifos-oxon, aunque en este caso sólo el compuesto original supera el valor de 0.1 µg L^{-1}. Otros compuestos como los insecticidas pirimicarb y metoxifenocida fueron encontrados en más del 30% de las muestras, pero en ningún caso se superó el límite legal (0.1 µg L^{-1}). El resto de compuestos no fueron detectados, como dimetoato, imidacloprid, metamidofos, etc.

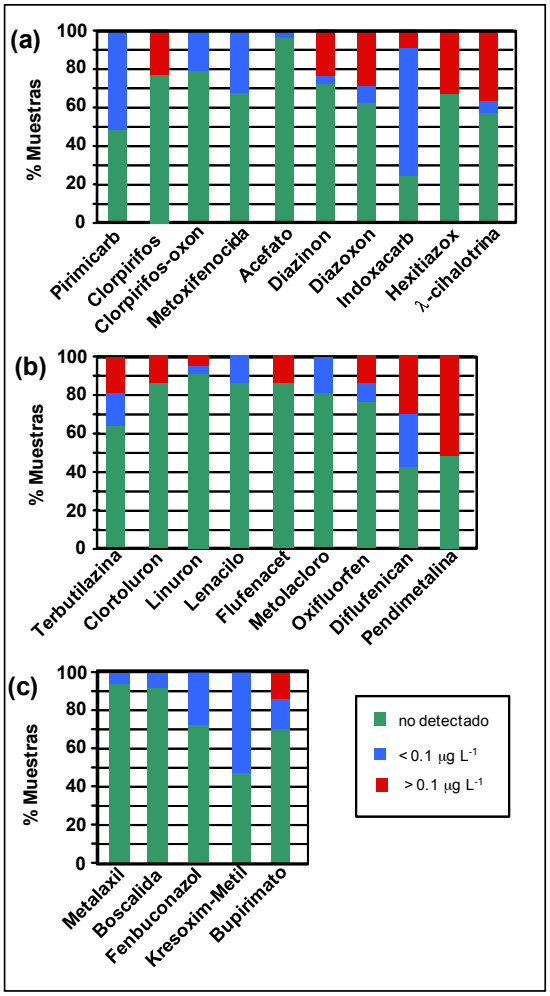


Figura 2. Distribución de muestras en las que no se han detectado o se han detectado (a) insecticidas, (b) herbicidas y (c) fungicidas, en concentraciones por debajo o por encima del límite legal establecido para aguas de consumo humano (0.1 µg L^{-1}).

De los herbicidas analizados, pendimetalina y diflufenican fueron detectados en más del 50% de las muestras analiza-

das, con concentraciones superiores al límite establecido por la legislación europea (0.1 µg L^{-1}), especialmente para el caso de pendimetalina, que supera este límite en todas las muestras detectadas (Figura 2.b). Esto puede deberse a su uso frecuente en las zonas de viñedos donde se encuentran los puntos de muestreo.

Otros compuestos como terbutilazina y oxifluorfen se detectaron en más del 20% de las muestras, mientras que clortoluron, linuron, lenacilo, flufenacet y metolacloro fueron detectados en menos del 20% de las muestras. De todos ellos, no superaron el límite legal lenacilo y metolacloro.

Los fungicidas incluidos en el estudio se encontraron en un número mucho menor de muestras (Figura 2.c). Siendo el kresoxim-metil el que se encontró en un mayor número de muestras (>50%), aunque en ninguna superó el límite de 0.1 µg L^{-1}. Únicamente superó dicho límite, en alguna de las muestras, el bupirimato que fue encontrado en el 30% de las muestras. Otros fungicidas detectados fueron fenbuconazol (>20 %) metalaxil y boscalida, detectados en menos del 20% de las muestras. El resto de compuestos no fue detectado en ninguna de las muestras.

Conclusiones

El método analítico propuesto, basado en SPE-LC-MS, fue optimizado para la determinación simultánea de 69 pesticidas, incluyendo algunos de sus productos de degradación. La aplicación de este método al análisis de 21 aguas naturales en la región vitivinícola de Jumilla puso de manifiesto la presencia generalizada de pesticidas encontrándose 9 compuestos en al menos tres de las muestras analizadas.

En todos los puntos de muestreo se detectó alguno de los compuestos estudiados, a pesar de la alta profundidad de alguno de los pozos, llegando hasta los 400 m.

Algunas de las muestras registraron un contenido total de pesticidas superior a 0.5 µg L^{-1} (estándar de calidad para la presencia total de pesticidas establecida por la legislación de la UE).

Los fungicidas son los pesticidas menos encontrados en las muestras de agua y esto es debido a su uso poco común en esta zona, la cual tiene unas características climáticas que no favorecen la aparición de enfermedades fúngicas. Los compuestos encontrados corresponden al estudio de mercado de pesticidas realizado en la zona, como boscalida para Botrytis y kresoxim-metil y fenbuconazol para el oídio, que son las enfermedades más comunes de la D.O. Jumilla.

En el caso de insecticidas y herbicidas, el número de casos es mayor. La detección de herbicidas puede deberse a la gran cantidad de frutales y otros cultivos que hay cercanos a los viñedos. Los pesticidas encontrados, y que en algunos casos superan el límite legal, son los más utilizados en la zona como clorpirifos, indoxacarb, hexitiazox, pendimetalina, terbutilazina, etc.

Referencias bibliográficas

[1] Herrero-Hernandez, E., Pose-Juan, E.; Sanchez-Martin, M.J., Andrades, M.S., Rodriguez-Cruz, M.S. 2016. Intra-annual trends of fungicide residues in waters from vineyard areas in La Rioja region of northern Spain. Environ. Sci. Pollut. Res. 23, 22924-22936.

[2] Herrero Hernández, E.; Pose Juan, E.; Rodríguez-Cruz, M.S.; Sánchez-González, S.; Andrades, M.S.; Sanchez-Martin, M.J. 2017. Seasonal distribution of herbicide and insecticide residues in the water resources of the vineyard region of La Rioja (Spain). Sci. Total Environ., 609 161–171.

[3] European Commission, 2008. Decision No. 2008/105/EC amending Directive 2000/60/EC, Off. J. Eur. Commun. L 348 84.

[4] Herrero-Hernandez, E., Andrades, M.S., Alvarez-Martin, A., Pose-Juan, E., Rodriguez-Cruz, M.S., Sanchez-Martin, M.J. 2013. Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. Journal of Hydrology 486: 234-245.

Descriptores moleculares de la repelencia al agua en suelos afectados por incendios forestales. Uso de herramientas quimiométricas

Molecular descriptors of water repellency in forest fire affected soils. A chemometric approach

Jiménez-Morillo, Nicasio T.[1,2], Almendros, Gonzalo[3], De la Rosa, José M.[1], Jordán, Antonio[4], Zavala, Lorena M.[4], González-Vila, Francisco J.[1], González-Pérez, José A.[1]*

[1] IRNAS-CSIC, Avda. Reina Mercedes 10, 41012, Sevilla (España) * jag@irnase.csic.es

[2] HERCULES Laboratory, Palácio do Vimioso, Largo Marquês de Marialva 7000-089, Évora (Portugal)

[3] MNCN-CSIC, c/ Serrano 115b, 28006, Madrid (España)

[4] MED_Soil Research Group, Universidad de Sevilla, C/Profesor García González, 1, 41012 Sevilla (España)

Resumen

En este trabajo se evalúa la idoneidad de la combinación de técnicas de pirólisis analítica (Py-GC-MS) y herramientas quimiométricas para obtener marcadores moleculares subrogados a la repelencia al agua en suelos afectados por un incendio forestal. Para ello, se estudiaron muestras de suelos completos (< 2 mm) en áreas forestales quemadas y no quemadas bajo *Quercus suber* (Parque Nacional de Doñana) así como 6 fracciones de distinto tamaño de partícula (1–2, 0.5–1, 0.25–0.5, 0.1–0.25, 0.05–0.1 y < 0.05 mm). Se observa que la repelencia al agua en los distintos suelos puede predecirse con precisión (P < 0.05) a partir de las abundancias de los compuestos orgánicos liberados por pirólisis. Por otro lado, pudo establecerse que los compuestos de pirólisis significativamente relacionados con la repelencia al agua eran diferentes en los suelos según hubieran sido afectados por el fuego o no. En las muestras tomadas en áreas no quemadas, la repelencia al agua estuvo principalmente asociada a la presencia de compuestos derivados de lignina, proteínas, carbohidratos y ácidos grasos. Por el contrario, en las muestras de suelo de las áreas quemadas, la repelencia al agua se correlacionó significativamente con la presencia de materia orgánica con predominio de estructuras alquílicas y aromáticas, y baja proporción de compuestos con grupos oxigenados.

Palabras clave: Hidrofobicidad, incendios forestales, pirólisis analítica, quimiometría, van Krevelen

Abstract

The combination of analytical pyrolysis (Py-GC-MS) and chemometric tools in obtaining molecular markers surrogated to soil water repellency of fire-affected forest soils is studied. Bulk (<2 mm) burnt and unburnt soil samples under *Quercus suber* cover (Doñana National Park) were collected, and up to 6 particle size fractions (1–2, 0.5–1, 0.25–0.5, 0.1–0.25, 0.05–0.1 and <0.05 mm) were isolated and analysed. It is observed that the levels of soil water repellency can be accurately predicted from the relative proportions of organic compounds released by pyrolysis. On the other hand, it was found that the pyrolysis compounds significantly related to water repellency were different depending on whether the soils had been affected by the fire, or not: In samples from unburnt areas, soil water repellency was associated mainly to the presence of lignin-derived compounds, carbohydrates, proteins and fatty acids. By contrast, in fire-affected forest soils, the high water repellency levels were associated with an organic matter consisting mainly of alkyl and aromatic structures, and less proportions of oxygen-containing compounds.

Keywords: Analytical pyrolysis, chemometrics, forest fires, Hydrophobicity, van Krevelen diagram

Introducción

La repelencia al agua en el suelo (RAS) es una propiedad física que afecta a la infiltración del agua y en la que influye un considerable número de factores, en general poco conocidos y muy dependientes del tipo de suelo [1].

La incidencia de esta propiedad en el funcionamiento de los ecosistemas se observa a nivel hidrológico, geomorfológico y ecológico, teniendo consecuencias positivas y negativas. Entre las negativas, la RAS incrementa el flujo del agua sobre la superficie del suelo, generando una mayor erosión, lo que se traduce en la pérdida de nutrientes [2]. Por otro lado, un aspecto positivo de la RAS es que puede aumentar la estabilidad de agregados de los suelos, con sus posibles efectos sobre la resiliencia de los mismos, que por lo general se traduce en una mayor capacidad de almacenamiento de carbono [3].

Tradicionalmente, la RAS se ha explicado a partir de efectos ligados a la translocación y acumulación de compuestos orgánicos de carácter hidrofóbico, principalmente sustancias de naturaleza lipídica (ceras, ácidos grasos, etc.) a lo largo del perfil del suelo [4].

Sin embargo, experimentos basados en extracción secuencial de todas las formas libres e hidrolizables de lípidos del suelo demuestran que la RAS disminuye pero no desaparece completamente al eliminar los lípidos. Ello sugiere la contribución de factores adicionales, como pueden ser cambios en la naturaleza y composición de la fracción orgánica recalcitrante, insoluble, de la materia orgánica del suelo (MOS), que incluye las denominadas sustancias húmicas y en particular la fracción no-extraíble o humina [5].

En efecto, estos constituyentes macromoleculares de la MOS también pueden desempeñar un papel importante en la hidrofobicidad del suelo [6]. Éste es el caso de los suelos afectados por incendios forestales, donde el fuego altera la RAS a diferentes niveles de intensidad y/o persistencia [7], pudiendo inducirla, incrementarla o incluso conducir a su total desaparición.

Material y Métodos

Para facilitar la identificación de los agentes involucrados en la RAS, se llevó a cabo el estudio de muestras de suelo quemado y sin quemar bajo cubierta de alcornoque (*Quercus suber* L.) dentro del Parque Nacional de Doñana. El test del tiempo de penetración de una gota de agua (WDPT, por sus siglas en inglés) se usó para evaluar el grado de persistencia de la RAS en muestras de suelo completo (<2 mm) y en seis fracciones de diferente tamaño de partícula (mm): 1–2, 0.5–1, 0.25–0.5, 0.1–0.25, 0.05–0.1 y < 0.05.

La composición molecular de la MOS fue analizada mediante pirólisis analítica (Py-GC-MS) y los resultados fueron analizados mediante regresión de mínimos cuadrados parciales (PLS, siglas en inglés). Esta técnica nos permite encontrar relaciones fundamentales y comprobar si los valores de la variable dependiente (RAS) pueden pronosticarse a partir de la abundancia de los compuestos orgánicos individuales liberados por pirólisis (descriptores o variables independientes).

Por otro lado, se calcularon diversos índices para ilustrar el grado en que los compuestos orgánicos individuales podrían emplearse en la predicción de la RAS: a) factores de carga de las variables latentes de los modelos de PLS, b) coeficientes de correlación *r* de Pearson entre la variable dependiente y cada una de las variables independientes (compuestos pirolíticos), y c) diferencias entre de valores promedio de la composición molecular de grupos de suelos con valores extremos de repelencia al agua. En todos los casos, los valores se representan como superficies de densidad en el plano definido por las relaciones atómicas H/C y O/C de los diferentes compuestos de pirólisis, conocido como diagrama de van Krevelen, pero introduciendo una tercera dimensión para representar dichos índices que expresan la influencia diferencial de los distintos compuestos en la RAS observada [8].

Los modelos de PLS para muestras de suelo completas (< 2 mm) (Fig. 1a) mostraron que la RAS es diferente dependiendo de la composición molecular de la MOS, pudiéndose predecir (P < 0.05) los

valores de ésta a partir de los datos obtenidos de los pirogramas (Fig. 2a).

Sin embargo, la significación de los modelos PLS mejoró en gran medida ($P < 0.01$) cuando las muestras de suelo, bajo bosques quemados y no quemados se procesaron de manera independiente (Fig. 1c y 1b). Ello sugiere que los factores estructurales asociados a la RAS son diferentes en los distintos tipos de suelo, y que dependen del impacto del fuego.

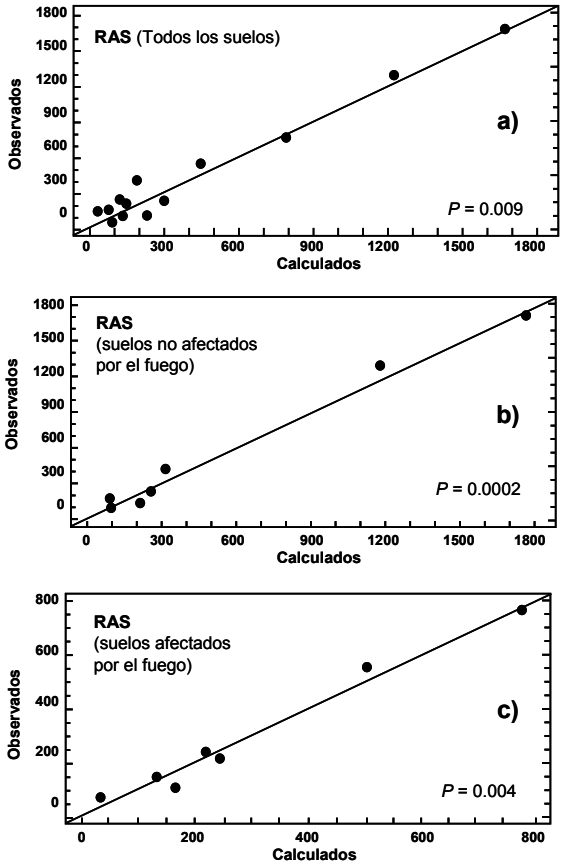


Fig. 1 – Gráficas de validación cruzada ("valores observados vs calculados") para los modelos de predicción de la RAS a partir de los compuestos de pirólisis de muestras de suelo bajo *Quercus suber:* a) total de muestras de suelo (bajo bosque quemado y no quemado), b) parcelas no quemadas y c) parcelas quemadas.

Los compuestos orgánicos liberados por pirólisis y asociados con la RAS en los suelos no quemados fueron principalmente ácidos grasos, proteínas (péptidos), carbohidratos y ligninas (Fig. 2b). Por el contrario, los compuestos más relacionados con la RAS en suelos bajo bosque quemado fueron principalmente de tipo alquílico (*n*-alcanos y *n*-alquenos) y, en menor medida, compuestos aromáticos, en tanto que se observa una correlación inversa con la proporción de productos derivados de la lignina (metoxifenoles, Fig. 2c), como correspondería a su conversión en otros productos tras su desmetoxilación por efecto del fuego.

En general, el hecho de que el origen de la RAS no se pueda explicar a partir de la proporción de una única familia de compuestos, sino por la contribución de diferentes compuestos individuales, ninguno de ellos con una contribución preferente, sugiere que la RAS depende de las propiedades conferidas a la MOS por la presencia de conjuntos característicos de compuestos orgánicos, que varían en función del impacto del fuego sobre la MOS.

Conclusiones

La aplicación de técnicas quimiométrícas a los resultados de la pirólisis analítica de muestras de suelo completo es una estrategia válida para identificar compuestos orgánicos que actúan como marcadores moleculares subrogados a determinadas propiedades o variables del suelo —en este caso la RAS— y permite predecir su valor y, en su caso, inferir posibles relaciones causa-efecto.

Los análisis quimiométricos de la MOS, aplicados al estudio de propiedades como la RAS, proporcionan una visión más amplia respecto a los estudios clásicos, que justifican la RAS a partir de la presencia en el suelo de ciertos compuestos hidrófobos extraíbles persistentes. Sin embargo, el análisis de la incidencia del fuego sobre la composición molecular de la MOS muestra que la RAS se manifiesta como una propiedad emergente y derivada no solo del efecto aditivo, sino de la interacción entre numerosos agentes causales.

Agradecimientos

Trabajo parcialmente financiado por los proyectos INTERCARBON (CGL2016-78937-R) y COSEPROM (CGL2013-43845-P). Reconocimiento a D. Monis y A. Carmona por su inestimable ayuda durante la pirólisis analítica.

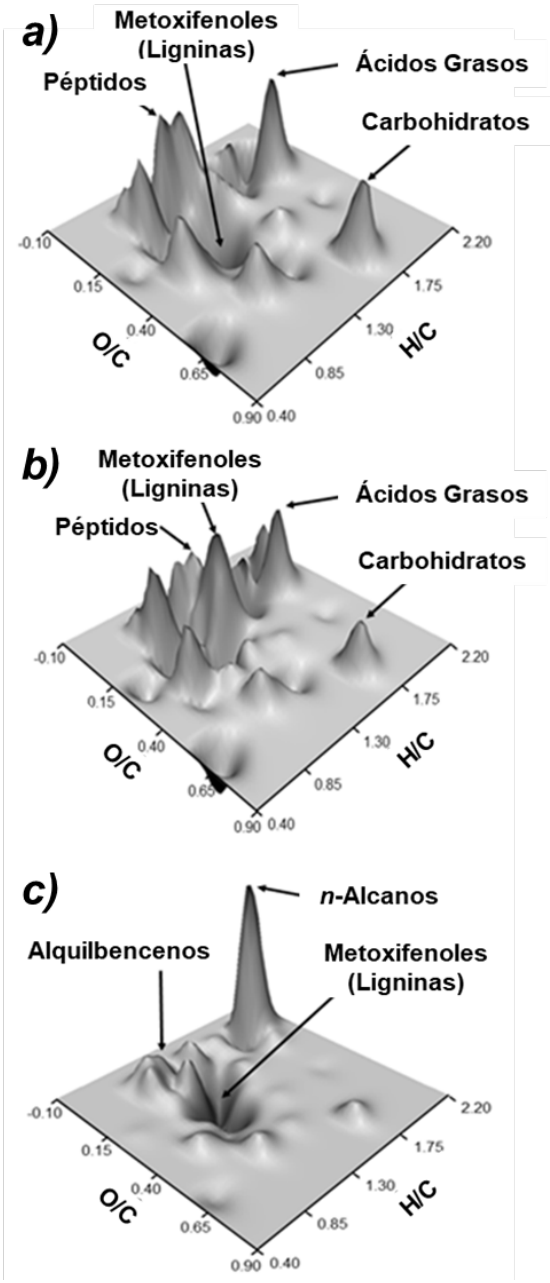


Fig. 2 – Diagramas 3D de van Krevelen (H/C vs O/C vs coeficientes *r* de Pearson entre la repelencia al agua de los suelos y los rendimientos de los distintos compuestos de pirólisis calculados para: a) total de muestras de suelo (bajo bosque quemado y no quemado), b) parcelas no quemadas y c) parcelas quemadas. Las superficies convexas sobre el plano corresponden a valores positivos de *r,* y los valles a valores negativos.

Referencias bibliográficas

[1] Jordán, A, Zavala, LM, Mataix-Solera, J, Doerr, SH, 2013. Soil water repellency: origin, assessment and geomorphological consequences. Catena 108: 1–8.

[2] Imenson, AC, Verstraten, JM, van Mulligen, EJ, Sevink, J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. Catena 19: 345–361.

[3] Mataix-Solera, J, Doerr, SH, 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. Geoderma 118 (1–2): 77–88.

[4] Jiménez-Morillo, NT, Spangenberg, JE, Miller, AZ, Jordán, A, Zavala, LM, González-Vila, FJ, González-Pérez, JA. 2017. Wildfire effects on lipid composition and hydrophobicity of bulk soil and soil size fractions under *Quercus suber* cover (SW-Spain). Environ. Res 159: 394–405.

[5] De Blas, E, Rodríguez-Alleres, M, Almendros, G, 2010. Speciation of lipid and humic fractions in soils under pine and eucalyptus forest in northwest Spain and its effect on water repellency. Geoderma 155: 242–248.

[6] De Blas, E, Almendros, G, Sanz, J, 2013. Molecular characterization of lipid fractions from extremely water-repellent pine and eucalyptus forest soils. Geoderma 206: 75–84.

[7] Doerr, SH, Shakesby, RA, Blake, WH, Chafer, CJ, Humphreys, GS, Wallbrink, PJ. 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. J. Hydrol 319: 295–311.

[8] Almendros, G, Tinoco, P, De la Rosa, JM, Knicker, H, González-Pérez, JA, González-Vila, FJ. 2018. Selective effects of forest fires on the structural domains of soil humic acids as shown by dipolar dephasing ^{13}C NMR and graphical-statistical analysis of pyrolysis compounds. J. Soils Sediments (in press) DOI: 10.1007/s11368-016-1595-y.

SESIÓN 7

Servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos

ORALES

Relaciones entre las fracciones de fósforo edáfico, las propiedades del suelo y la productividad forestal en plantaciones de pinar del norte de España

Phosphorus fractions in relation to soil properties and forest productivity in pinus plantations in Northern Spain

Bueis, Teresa[12*]; Bravo, Felipe[13]; Kissi, Yaovi-Abel[1]; Turrión, Mª Belén[12]

[1] Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible. Universidad de Valladolid-INIA. Avda. Madrid 44. 34004 Palencia (España) *teresa.bueis@agro.uva.es

[2] Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Valladolid.

[3] Departamento de Producción Vegetal y Recursos Forestales. Universidad de Valladolid.

[4] Departamento de Estadística e Investigación Operativa. Universidad de Valladolid.

Resumen

La productividad forestal está frecuentemente limitada por la disponibilidad de fósforo. Las deficiencias de este nutriente están relacionadas con la solubilidad de los compuestos de P presentes así como con los procesos de adsorción que tienen lugar en los suelos. En este trabajo se han analizado los contenidos de las distintas fracciones de P en función de su disponibilidad para plantas y microorganismos en los suelos bajo plantaciones de *Pinus sylvestris* L. a través de la metodología de Tiessen y Moir. Posteriormente se han analizado las relaciones existentes entre dichas fracciones de P entre sí, con otros parámetros edáficos y con la productividad forestal. El P disponible representa menos del 3% del P total presente en los suelos estudiados mientras que las fracciones de P menos disponible suponen el 45%. El contenido de P disponible está correlacionado con las fracciones más lábiles de este elemento indicando que éstas actúan como fuente de P disponible a corto y medio plazo. Asimismo, el P disponible está correlacionado positivamente con el pH y el P de la biomasa microbiana y negativamente con el contenido de Al intercambiable. Se ha hallado una correlación positiva entre distintas fracciones de P y la productividad forestal.

Palabras clave: fraccionamiento de fósforo, aluminio, índice de sitio, productividad, disponibilidad de fósforo

Abstract

Forest productivity is frequently limited by phosphorus availability. Phosphorus deficiencies are related to the solubility of P compounds and the sorption processes in soils. In this study, the P fractions in relation to their availability for plants and microorganisms have been studied in soils under *Pinus sylvestris* L. plantations through the Tiessen & Moir method. The relationships between the P fractions studied, and between these P fractions and other soil properties and forest productivity have been assessed. Available P represents less than 3% of total P in these soils, while the less available fractions represent the 45%. Available P is correlated to the labile fractions of P indicating that these fractions act as a source of available P in the short and mid-term. Besides, available P is positively correlated to pH and microbial biomass P and negatively correlated to the exchangeable Al content. A significant correlation has also been found between several P fractions and forest productivity.

Keywords: phosphorus fractionation, aluminium, site index, productivity, phosphorus availability

Introducción

El fósforo es un elemento que está implicado en la mayoría de procesos vitales (transferencia de energía, procesos metabólicos, transferencia genética, etc.). Junto con el N, su limitación es común en los ecosistemas terrestres resultando frecuentemente limitante para la productividad forestal. Aún cuando los contenidos totales de P en los suelos pueden ser abundantes, estas deficiencias son habituales debido a la baja solubilidad de los compuestos de P presentes [1].

El P en los suelos aparece en formas orgánicas e inorgánicas. Las plantas absorben el P en forma de fosfatos disueltos en la solución del suelo. El pH del suelo juega un papel importante en la solubilidad de los compuestos de P presentes en los suelos. En suelos ácidos el P puede ser adsorbido por los óxidos de Fe y Al o precipitar como fosfatos de Fe y Al insolubles mientras que en suelos básicos el P precipita en fosfatos de Ca insolubles.

La materia orgánica juega un papel fundamental en la disponibilidad de P para las plantas y los microorganismos. Por una parte, actúa como fuente de P orgánico pero, además, presenta efectos indirectos: compleja los iones de Fe y Al responsables de la precipitación del P en forma de fosfatos insolubles; los ácidos orgánicos formados durante la descomposición de la materia orgánica ocupan las posiciones de cambio de los óxidos de Fe y Al disminuyendo la adsorción de P por éstos e incrementan la solubilidad de los fosfatos de Ca; el incremento inicial en el pH resultado de la adición al suelo de residuos orgánicos precipita el Al intercambiable reduciendo así su precipitación como fosfatos [1, 2].

A pesar de que los principales procesos relacionados con la disponibilidad de P en suelos son conocidos, resulta de gran interés clarificar la importancia de cada proceso en ecositemas concretos [3].

Los objetivos de este trabajo son: 1) explorar las relaciones existentes entre las distintas fracciones de P edáfico [4] en suelos ácidos bajo plantaciones de *Pinus sylvestris* L. y 2) analizar las relaciones existentes entre las fracciones de P edáfico y las propiedades físicas, químicas y bioquímicas de los suelos y la productividad forestal.

Material y métodos

Área de estudio y parcelas de muestreo

El área de estudio se localiza al norte de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, en las provincias de León y Palencia. Se han seleccionado 34 parcelas pertenecientes al Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA), ubicadas en plantaciones de *Pinus sylvestris* L. Estas parcelas presentan altitudes comprendidas entre los 926 y 1180 m.s.n.m. La temperatura media anual del área de estudio es de 9,5ºC y la precipitación media es de 730 mm. Los suelos son fuertemente ácidos (pH entre 3,7 y 5,6) y se han clasificado como Inceptisoles.

Como estimación de la productividad de la parcela se ha adoptado el uso del índice de sitio (altura dominante de la masa a la edad de referencia de 50 años). Éste se ha calculado en base a la altura dominante y edad actuales de la masa y aplicando la ecuación desarrollada por [5].

Muestreo edáfico y análisis

El muestreo de suelo se ha centrado en los 10 primeros centímetros de suelo mineral. En cada parcela se han establecido cuatro puntos de muestreo, a una distancia de 5 m del centro de la parcela en dirección N, S, E y O. Se ha recogido una muestra compuesta por parcela a partir de las muestras de los cuatro puntos de muestreo. Las muestras de suelo se han dejado secar al aire, se han tamizado (2 mm) y se han analizado en relación a parámetros físicos, químicos y bioquímicos incluyendo: textura (método de la pipeta); pH en suspensión suelo:agua (1:2,5); capacidad de cambio catiónico (CCC) y acidez de cambio [6]; carbono fácilmente oxidable [7]; Fe y Al amorfos [8] y Al intercambiable [9]; C, N y P en la biomasa microbiana (Cmic, Nmic,

Pmic) [10, 11]; P disponible extraído con membranas de intercambio aniónico (P_{AEM}); P muy lábil, extraído con bicarbonato sódico ($PNaHCO_3$); P lábil, extraído con hidróxido sódico (PNaOH); P primario, extraído con ácido clorhídrico 1M ($PHCl_{1M}$); P estable, extraído con ácido clorhídrico concentrado ($PHCl_{conc}$) y P residual, extraído con ácido perclórico ($PHClO_4$). Asimismo, se han determinado las fracciones orgánica e inorgánica del P lábil (P_iNaHCO_3, P_oNaHCO_3) y muy lábil (P_iNaOH, P_oNaOH) [4, 12].

Tratamiento estadístico

El tratamiento estadístico se ha realizado con el software R [13]. Se han estudiado las correlaciones de Pearson entre las variables estudiadas (en R: *cor.test*, *method="pearson"*). Se ha comprobado la normalidad de las variables a través del test de Shapiro-Wilk (en R: *shapiro.test*). Aquellas variables que no siguen una distribución normal han sido transformadas (log x, √x).

Resultados y discusión

Los suelos estudiados presentan un contenido muy bajo de P disponible (extraído con membranas de intercambio iónico; P_{AEM}) con valores entre 1,4 y 7,3 ppm, representando el 2,6 % del P total presente en estos suelos. Estos valores son comunes en suelos forestales ácidos [14]. Las fracciones menos disponibles de P (P primario: $PHCl_{1M}$; P estable: $PHCl_{conc}$; P residual: $PHClO_4$) representan un 45 % del P total presente en el suelo.

Se han hallado correlaciones significativas y positivas entre la fracción disponible para las plantas (P_{AEM}) y la fracción más lábil extraída con bicarbonato sódico ($PNaHCO_3$; r=0,45; P <0,01), respaldando la creencia de que esta fracción actúa como fuente de P disponible en el corto plazo [15]. De la misma forma, el P_{AEM} está correlacionado con el P moderadamente lábil extraido con NaOH (PNaOH; r=0,41; P<0,05), asociado a los óxidos de Fe y Al y a los compuestos húmicos, y considerado fuente de P disponible en el medio plazo [16].

El P disponible presenta una correlación significativa y positiva con el pH (r=0,5; P<0,01) y el Pmic (r=0,60; P<0,001). El pH de los suelos estudiados es muy ácido, de manera que en estos suelos parte del P se encuentra adsorbido a los óxidos de Fe y Al o formando con éstos fosfatos insolubles [1], hecho que respalda la correlación significativa y negativa existente entre el P_{AEM} y el contenido de Al intercambiable (r=-0,46; P<0,01).

La biomasa microbiana regula en gran medida la disponibilidad de P a través de la mineralización del P orgánico y a través de la liberación del P contenido en sus propias estructuras tras su muerte. Por ello, la correlación observada entre el Pmic y el P disponible evidencia la importancia del P de la biomasa microbiana como fuente de P disponible, ya constatado en estudios previos [17].

La fracción inorgánica de P muy lábil (P_iNaHCO_3), presenta una correlación positiva con la CCC (r=0,41; P<0,05) debido a que esta fracción incluye el P inorgánico adsorbido en el complejo de cambio [18]. Asimismo, se ha observado una correlación positiva entre la fracción de P moderadamente lábil (PNaOH) y la acidez de cambio (r=0,35, P<0.01) y entre el PNaOH y el C fácilmente oxidable (r=0.45, P<0.05). Este resultado se debe a que esta fracción considerada lábil en el medio plazo, incluye el P adsorbido a los óxidos de Fe y Al responsables de la acidez de cambio del suelo, así como al P asociado a los compuestos húmicos y concuerda con lo observado por [19] y [3].

El contenido en aluminio de los suelos del área de estudio se ha mostrado útil en la estimación de la productividad (a través del índice de sitio) de las plantaciones de *Pinus sylvestris* L. de este estudio [20] presumiblemente por su relación con la disponibilidad de P. En el presente trabajo se ha explorado la relación existente entre dicha estimación de la productividad forestal (IS) y las distintas fracciones de P presentes en el suelo en función de su disponibilidad para plantas y microorganismos edáficos. Se han hallado correlaciones significativas y positivas entre el índice de sitio de las parcelas y las

fracciones de P muy lábil ($PNaCO_3$; r=0.60; P<0.001), lábil (PNaOH); r=0.57; P<0.001), primario ($PHCl_{1M}$; r=0.50; P<0.01) y total (r=0.45; P<0.01), lo que concuerda con la frecuente limitación que supone la disponibilidad de P para la productividad primaria de los ecosistemas forestales [21].

Conclusiones

La fuerte acidez de los suelos estudiados así como la biomasa microbiana presente en ellos juegan un papel fundamental en la disponibilidad de P, la cual, a su vez, es determinante de la productividad de las masas forestales que soportan.

Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado gracias a los proyectos AGL2011-29701-C02-02 y AGL2014-51964-C2-1-R del Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España y a la beca predoctoral concedida a T. Bueis por la Universidad de Valladolid y el Banco Santander.

Referencias bibliográficas

[1] Haynes RJ, Mokolobate MS. 2001. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. Nutrient Cycling in Agroecosystems 59(1): 47-63.

[2] Earl KD, Syers JK, McLaughlin JR. 1979. Origin of the effect of citrate, tartrate and acetate on phosphate sorption by soils and synthetic gels. Soil Sci Soc Am J 43: 674-8.

[3] Hou EQ, Chen CR, Wen DZ, Liu X. 2014. Relationships of phosphorus fractions to organic carbon content in surface soils in mature subtropical forests, Dinghushan, China. Soil Research 52(1): 55-63.

[4] Tiessen H, Moir JO. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. in Carter MR, ed. Soil sampling and methods of analysis. Boca Raton: Canadian Society of Soil Science. Lewis publishers; 75-86.

[5] Río M, López E, Montero G,2006. Manual de gestión para masas procedentes de repoblación de *Pinus pinaster* Ait., *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arn. Castilla y León. Spain: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.

[6] Bascomb CL, 1964. Rapid method for the determination of cation exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. J Sci Food Agric 15: 821-3.

[7] Walkley A, Black IA. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci 37(1): 29-38.

[8] Blakemore LC, Searle PL, Daly BK. 1987. Methods for chemical analysis of soils. NZ Soil Bureau Scientific Report 80: 71-6.

[9] Bertsch PM, Bloom PR. 1996. Aluminum. in Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatai MA, et al., eds. Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods. Madison, Wisconsin (USA): SSSA; 517-50.

[10] Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. Soil Biology and Biochemistry 19(6): 703-7.

[11] Isermeyer H. 1952. Eine einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde 56: 26-38.

[12] Hedley MJ, Stewart JWB, Chauhan BS. 1982. Changes in organic and inorganic soil phosphorus fractions iniduced by cultivation practices and by laboratory incubations. Soil Sci Soc Am J 46(5): 970-6.

[13] TeamR RC. 2015. A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

[14] Turrion MB, Gallardo JF, Gonzalez MI. 2000. Distribution of P forms in natural and fertilized forest soils of the central western Spain: Plant response to superphosphate fertilization. Arid Soil Research and Rehabilitation 14(2): 159-73.

[15] Tiessen H, Stewart JWB, Cole CV. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. Soil Sci Soc Am J 48: 853-8.

[16] Richter DD, Allen HL, Li JW, Markewitz D, Raikes J. 2006. Bioavailability of slowly cycling soil phosphorus: major restructuring of soil P fractions over four decades in an aggrading forest. Oecologia 150(2): 259-71.

[17] Zamuner EC, Picone LI, Echeverria HE. 2008. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. Soil & Tillage Research 99(2): 131-8.

[18] Cross AF, Schlesinger WH. 1995. A literature-review and evaluation of the Hedley fractionation - Applications to the biogeochemical cycle of soil-phosphorus in natural ecosystems. Geoderma 64(3-4): 197-214.

[19] Slazak A, Freese D, Matos ED, Huttl RF. 2010. Soil organic phosphorus fraction in pine-oak forest stands in Northeastern Germany. Geoderma 158(3-4): 156-62.

[20] Bueis T, Bravo F, Pando V, Turrión MB. 2016. Relationship between environmental parameters and *Pinus sylvestris* L. site index in forest plantations in northern Spain acidic plateau. Iforest-Biogeosciences and Forestry 9: 394-401.

[21] Chen CR, Condron LM, Xu ZH. 2008. Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: A review. Forest Ecology and Management 255(3-4): 396-409.

Evaluación de la calidad del suelo de tres unidades de vegetación utilizando parámetros del ciclo vital de la especie *Eisenia andrei* como bioindicadores

Evaluation of soil quality in three vegetation units using parameters of the life cycle of Eisenia andrei as bioindicators

Iparraguirre-Bolaños, Esther[1]; Ortega-Hidalgo, M. Mercedes[2*]

[1] Departamento de Genética, Antropología Física y Fisiología Animal. esther.oparraguirre@ehu.eus

[2*] Departamento de Genética, Antropología Física y Fisiología Animal. mercedes.ortega@ehu.eus

Resumen

La degradación y pérdida de suelo es uno de los principales problemas en la Península Ibérica y el diseño de herramientas para valorar su calidad desde una perspectiva biológica aparece como una necesidad. La capacidad del suelo para sostener poblaciones de invertebrados como las lombrices, responsables a su vez de la génesis y calidad del substrato, es indicativo de su calidad biológica. En este trabajo, hemos estudiado las respuestas de una lombriz epigea, *Eisenia andrei*, en estadios iniciales del ciclo vital en tres suelos procedentes de plantaciones de *Eucalyptus globulus*, de bosque dominado por *Quercus robur* y de matorral dominado por *Crataegus monogyna,* analizando el porcentaje de eclosión, la supervivencia y la tasa de crecimiento. En principio, estos descriptores descienden cuando el ambiente es adverso. Se emplearon dos substratos control: bosta de caballo y corteza de coco y los experimentos tuvieron lugar en laboratorio (85 % HR; 20º C). Encontramos una relación negativa entre la respiración del substrato ($\mu LO_2\ h^{-1}\ g^{-1}$) y su proporción de fibra (en % de la materia orgánica). Con el aumento de la proporción de fibra disminuye la digestibilidad de los componentes orgánicos, reduciéndose tanto la esperanza de vida como el crecimiento en *E. andrei*.

Palabras clave: Bioindicador, Calidad del suelo, Lombrices, *Eisenia andrei*.

Abstract

Soil loss and degradation appears as one of the main problems in the Iberian Peninsula and desining tools to evaluate quality from a biological perspective reveals as an urgent need. The ability of soil to sustain invertebrate populations such as earthworms, responsible on its side of soil generation, is an index of biological quality. In this work, we study the responses of an epigeic earthworm, *Eisenia andrei*, in the earliest stages of the life cycle in three types of substrates (*Eucalyptus globulus* plantations, forest dominated by *Quercus robur* and scrub dominated by *Crataegus monogyna*) analysing the percentage of eclosion, survival and growth rate. These descriptors show lower values in restrictive environments. We used two control substrates: horse manure and coconut coir and experiments took place in laboratory conditions (85% RH and 20ºC). We found a negative relationship between substrate respiration ($\mu LO_2\ h^{-1}\ g^{-1}$) and fiber proportion (% of oroganic matter). The increase in fiber proportion lowers digestibility of organic matter, reducing life expectancy and growth rate in *E. andrei*.

Keywords: Bioindicator, Soil quality, Earthworms, *Eisenia andrei*.

Introducción

La degradación y pérdida de suelo es uno de los principales problemas en la Península Ibérica, afectando negativamente tanto a la productividad agraria como a las funciones ecológicas que este recurso natural ofrece.

En un contexto en el que la capacidad de suelo para el mantenimiento de la fauna y flora, la pervivencia de los invertebrados terrestres, así como para el establecimiento de semilleros de especies tanto de origen animal como vegetal, se está viendo seriamente amenazada (Arshad & Martin, 2002), resulta importante el establecimiento de una medida evaluadora de esa calidad del suelo para poder tomar las medidas oportunas.

Los organismos del suelo, por su sensibilidad ante los cambios y su relación con los procesos ecológicos del entorno (Doran & Zeiss, 2000), se han convertido en una herramienta de manejo de parámetros ecológicos edáficos (Baguer *et al*., 2000). La capacidad de los lumbrícidos para la evaluación del estado del suelo ha quedado demostrada en numerosos trabajos que evalúan el efecto de contaminantes, acidificación y usos del suelo etc. (Ma, 2005*;* Muys & Granval, 1996; Paoletti, 1991). En este trabajo, se propone la especie *Eisenia andrei* como bioindicador de la calidad del suelo.

Por lo tanto, dada la implicación de los organismos edáficos en la preservación de la salud del suelo y su capacidad bioindicadora, el objetivo de este trabajo ha sido analizar la idoneidad de suelo perteneciente a tres diferentes unidades de vegetación (plantación de *Eucalyptus globulus* "EP", bosque dominado por *Quercus robur* "FQR" y matorral dominado por *Crataegus monogyna* "SC") para sostener poblaciones activas de la lombriz epigea *Eisenia andrei*, de modo que se pueda obtener una medida indirecta de la calidad del suelo.

Material y métodos

Substratos y área de muestreo

Se han escogido tres unidades de vegetación: Plantación de *Eucalyptus globulus* (EP), bosque dominado por *Quercus robur* (FQR) y matorral dominado por *Crataegus monogyna* (SC). Se emplearon dos substratos control: bosta de caballo (HM) y fibra de coco (CC).

Los substratos se recogieron en octubre de 2013 en la localidad de Alonsotegi (43°24´ N, -2°99´ E), situada en la provincia de Bizkaia.

Experimento de eclosión

Se incubaron un total de 100 capullos, 20 por substrato, en recipientes de 25 cm^3, mantenidos en el laboratorio en oscuridad a 20 ± 2 ºC y 80 ± 3 % de humedad relativa.

Se midieron la eficiencia en la eclosión, el tiempo de incubación, el número de recién nacidos por capullo y la biomasa total e individual por capullo.

Experimento de supervivencia y crecimiento

Se incubaron un total de 100 recién nacidos, 20 por substrato, comprendidos en tallas de entre 0.9 y 9.22 mg. Las condiciones de mantenimiento son similares a las utilizadas en el experimento de eclosión.

Se midieron la supervivencia, expresado como porcentaje, y el crecimiento a lo largo de 5 semanas.

Análisis bioquímico de los substratos

El peso seco se determinó intruciendo los substratos en el horno durante 24 h a 100 ºC. El peso orgánico se determinó que-

mando los substratos a una temperatura de 450 ºC durante 24h.

La fibra se extrajo con una mezcla de ácido acético y nítrico descrita por Sloneker (1971).

El consumo de oxígeno se determinó mediante el método Warburg y el pH se determinó con un ph-metro específico de suelo.

Resultados y discusión

El análisis de las características iniciales de los substratos revelaba los mayores porcentajes orgánicos en CC (93 %) y HM (86 %), contrastando con porcentajes de 29, 22 y 20 en EP, FQR y SC, respectivamente; sin embargo, los valores más pequeños de respiración del suelo fueron encontrados en CC. En esta línea, con la excepción de HM, se estableció una relación negativa (F1) entre la respiración del substrato (VO_2 en $\mu LO_2\ h^{-1}\ g^{-1}$) y su proporción de fibra (FC en % con respecto a la materia orgánica), indicando que el número de microorganismos disminuye al disminuir la proporción de componentes fácilmente digeribles de la materia orgánica.

F1: $VO_2 = 264916 * e^{-0.217FC}$, $R^2 = 0.97$

Eclosión

En cuanto a la eficiencia en la eclosión, se encontraron diferencias significativas en cuanto al peso inicial de los recién nacidos, hallándose en CC y SC los valores más altos (Media: 3.513 mg), lo cual se explica por el aumento en el tiempo de residencia de los no-natos dentro del capullo en ambientes poco favorables.

Supervivencia y crecimiento

El porcentaje de supervivencia variaba entre los distintos substratos obteniéndose valores de 100 %, 90 %, 80 %, 67 % y 60 % en HM, EP, FQR, SC y CC, respectivamente. El porcentaje de mortalidad se relaciona negativamente con la respiración del substrato (F2).

F2: $Mortalidad = 39.76 * VO_2^{-2.22} / (20.653^{-2.22} + VO_2^{-2.22})$; $R^2 = 0.96$

Los patrones de crecimiento también variaban entre los substratos, encontrando tallas máximas de 247, 117, 56, 19 y 10 mg en HM, EP, FQR, SC y CC, respectivamente. Al igual que en la supervivencia, el crecimiento, expresado como diferencia de biomasa final e inicial (ΔLW en mg) se relaciona positivamente con la respiración del substrato (F3).

F3: $\Delta LW = 6.55 + (((246.59-6.548) * VO_2^{2.75}) / (34.83^{2.75} + VO_2^{2.75}))$; $R^2 = 0.94$

En términos generales, el descenso de los componentes no fibrosos (% de peso seco) y el aumento de la proporción de fibra con respecto a la materia orgánica, hace que disminuya la digestibilidad de los componentes orgánicos tanto para los microorganismos del suelo como para las lombrices. Además, debido a la relación mutualista existente entre ambos, en substratos con una menor cantidad de microorganismos, hay una menor presencia de metabolitos biodisponibles para las lombrices, dando como resultado una disminución de la esperanza de vida y del crecimiento en *E. andrei*.

Conclusiones

I. El tiempo de incubación de los capullos se ve aumentado en substratos de bajo contenido orgánico digerible, generando recién nacidos con mayor biomasa inicial.

II. La supervivencia y el crecimiento están relacionados con la presencia de metabolitos fácilmente digeribles. Esto nos lleva a hipotetizar que, la ausencia de biodiversidad en las plantaciones de eucaliptales encontrada en la literatura pueda estar relacionada con restricciones hídricas del medio (datos no publicados). En nuestro trabajo los substratos partían de similar humedad relativa y, exceptuando la bosta, ha sido en el eucaliptal donde se han

encontrado las mayores tasas de supervivencia y crecimiento, poniendo de manifiesto la relevancia del contenido hídrico de los suelos.

Referencias bibliográficas

[1] Arshad, M. A. & Martin, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. AGR ECOSYST ENVIRON. 88: 153-160.

[2] Baguer, A. J., Jensen, J. & Krogh, P. H. 2000. Effects of the antibiotics oxytetracycline and tylosin on soil fauna. CHEMOSPHERE. 40: 751-757.

[3] Doran, J. W. & Zeiss, M. R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. APPL SOIL ECOL. 15: 3-11.

[4] Ma, W. C. W. 2005. Critical body residues (CBRs) for ecotoxicological soil quality assessment: copper in earthworms. SOIL BIOL BIOCHEM. 37: 561-568.

[5] Muys, B. & Granval, P. H. 1997. Earthworms as bio-indicators of forest site quality. SOIL BIOL BIOCHEM. 29: 323-328.

[6] Paoletti, M. G. 1999. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. AGR ECOSYST ENVIRON. 74: 137-155.

[7] Sloneker JH 1971. Determination of cellulose and Apparent Hemicellulose in plant Tissue by Gas-Liquid Chromatography. ANAL BIOCHEM. 43: 539-546.

Impacto da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono em áreas de montanha da região mediterrânea

Impact of tree species replacement on carbon stocks in a Mediterranean mountain area

Felícia Fonseca[1*], Tomás de Figueiredo[1], Ângela Vilela[1], Renata Santos[1], Ana Luiza Carvalho[1], Eliane Almeida[2], Luís Nunes[1]

[1] CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Campus de Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal, email: ffonseca@ipb.pt

[2] Departamento de Estruturas, Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade FUMEC, 30130-190 Belo Horizonte, Brasil

Resumo

A substituição de espécies florestais pode interferir de forma significativa na quantidade de carbono armazenada nos diversos compartimentos que constituem os ecossistemas terrestres (biomassa, horizontes orgânicos e solo). Com o presente trabalho pretende-se avaliar a influência da substituição da vegetação climácica (*Quercus pyrenaica*) da Serra da Nogueira, situada no NE Portugal, pelas espécies *Pseudotsuga menziesii* (PM) e *Pinus nigra* (PN) no armazenamento de carbono no sistema. Para o efeito, estabeleceram-se três parcelas de 315 m^2 em povoamentos de cada uma das espécies consideradas (9 parcelas no total) e procedeu-se à medição da altura e do diâmetro à altura do peito de todas as árvores e à colheita de amostras de vegetação herbácea e de horizontes orgânicos em áreas de 0,49 m^2 em 15 pontos por espécie (5 por parcela). Nos mesmos pontos colheram-se amostras de solo perturbadas e não perturbadas nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm. Trinta anos após a substituição da vegetação climácica observam-se ganhos de carbono na biomassa das espécies florestais e nos horizontes orgânicos, o que é mais notório na espécie PM, e perdas significativas de carbono no solo. O total de carbono acumulado é significativamente superior em PM (331 Mg ha^{-1}) comparativamente a PN (246 Mg ha^{-1}) e QP (273 Mg ha^{-1}), que apresentam valores estatisticamente idênticos.

Palavras-chave: Biomassa, horizontes orgânicos, horizontes minerais, sistemas florestais, Portugal.

Abstract

Forest species replacement can influence significantly the amount of carbon stored in the several compartments that compose the terrestrial ecosystems (biomass, forest floor and mineral soil). This study intends to evaluate the influence of the replacement of the *Quercus pyrenaica* species (QP), which represents the climax vegetation of Serra da Nogueira, NE Portugal, by the *Pseudotsuga menziesii* (PM) and *Pinus nigra* (PN) forest species. For this purpose, three plots of 315 m^2 were established in each stand (9 plots in total) and the height and diameter at breast height of all trees were measured. Herbaceous and forest floor were collected in areas of 0.49 m2 in 15 points per species (5 per plot). At the same points, disturbed and undisturbed soil samples were collected at depths 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 and 20-30 cm. Thirty years after the climatic vegetation replacement, carbon gains are observed in the forest species biomass and in the forest floor, which is more noticeable in PM, and significant losses of carbon in the mineral soil. Total carbon accumulated is significantly higher in PM (331 Mg ha^{-1}) compared to PN (246 Mg ha^{-1}) and QP (273 Mg ha^{-1}), which present statistically identical values.

Keywords: Biomass, forest floor, mineral soil, forest systems, Portugal.

Introdução

As florestas constituem o principal reservatório de carbono na biosfera terrestre através da acumulação deste elemento na biomassa e nos horizontes do solo [1]. O carbono presente nos ecossistemas terrestres distribui-se normalmente por quatro compartimentos principais, biomassa aérea, biomassa das raízes, horizontes orgânicos e horizontes minerais do solo [2].

O carbono orgânico armazenado no solo é um dos principais componentes do ciclo do carbono, constituindo assim, a maior reserva de carbono terrestre [1]. Os solos podem armazenar cerca de duas a três vezes o equivalente ao carbono contido na vegetação e de forma mais estável, podendo mesmo exceder o da atmosfera e o da biomassa dos sistemas terrestres, quando considerados conjuntamente [1].

Existem no entanto, vários fatores que influenciam a capacidade de armazenamento de carbono pelos ecossistemas, como sendo as espécies florestais presentes, as características do solo e do clima, e não menos importante, as técnicas de gestão utilizadas [1,2]. De facto, as características do solo e as práticas de gestão aplicadas são fatores chave, para a produtividade florestal e para a consequente acumulação de carbono no sistema [2].

As perturbações causadas pela substituição de espécies florestais, podem interferir de forma significativa na capacidade de acumulação de carbono no sistema [2,3].

Este trabalho tem como objetivo avaliar o efeito da substituição da vegetação climácica da Serra da Nogueira (*Quercus pyrenaica*) pelas espécies florestais *Pseudotsuga menziesii* e *Pinus nigra* no armazenamento de carbono na biomassa aérea e subterrânea das árvores e da vegetação herbácea e nos horizontes orgânicos e minerais do solo.

Material e Métodos

A área de estudo localiza-se na Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal (41º 45'N and 6° 52'W), na faixa entre os 1000 e os 1150 m de altitude. A temperatura média anual é de 12ºC e a precipitação média anual é de 1100 mm, com uma distribuição tipicamente mediterrânea [4]. Os solos estão integrados na unidade Leptossolos dístricos órticos derivados de xisto [5]. A vegetação climácica é constituída por *Quercus pyrennaica* (QP), que ocupa cerca de 6000 ha e constitui a maior área contínua de QP em Portugal. Ao longo das últimas décadas, parte da área de QP foi substituída por outras espécies florestais, nomeadamente *Pseudotsuga menziesii* (PM) e *Pinus nigra* (PN) (Quadro 1), processo onde os incêndios tiveram um papel relevante.

Quadro 1 – Caracterização dos povoamentos

	QP	PM	PN
Densidade (árvore/ha)	2433	1189	967
Idade (anos)	-	30	30
Altura dominante (m)	10,4	23,3	16,1
Altura média (m)	8,7	-	15,4
Diâmetro médio (cm)*	12,3	25,7	23,8
Área Basal (m^2/ha)	28,7	62,1	43,4
Volume (m^3/ha)	156,9	532,5	278,5

*Diâmetro médio à altura do peito

Para avaliar o efeito da substituição das espécies florestais no armazenamento de carbono nos diversos compartimentos do sistema (carbono na biomassa das espécies florestais, na biomassa da vegetação herbácea, nos horizontes orgânicos e nos horizontes minerais do solo), foram seleccionadas três áreas de amostragem, em povoamentos de QP (representa o solo original), PM e PN, em zonas adjacentes sobre litologia de xisto e com características de clima e solos similares. Por sua vez, em cada área de amostragem, foram estabelecidas 3 parcelas de 315 m^2 cada. Em cada parcela efectuaram-se medições da altura e do diâmetro à altura do peito de todas as árvores e selecionaram-se aleatoriamente 5 pontos, onde se procedeu à recolha da vegetação herbácea (apenas presente sob as espécies PN e QP) e do material orgânico numa área de 0,49 m^2 e à colheita de amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 e 20-30 cm. Também, nas profundidades indicadas foram colhidas amostras não perturbadas, com um cilindro de 100 cm^3 de volume, para

determinação da densidade aparente do solo.

As amostras de vegetação herbácea e de horizonte orgânico foram secas a 65ºC até peso constante, com vista à determinação da matéria seca. As amostras de solo foram secas ao ar e crivadas para determinar o teor de elementos grosseiros (> 2 mm). Foi ainda determinada a concentração de carbono por combustão seca em todas as amostras [6]. A biomassa das espécies florestais (aérea e das raízes) foi estimada a partir de equações estabelecidas por [7] e convertida em carbono, assumindo que 50% da biomassa é carbono [8].

A biomassa da vegetação herbácea foi dividida em biomassa aérea e biomassa das raízes, a parte aérea foi colhida no terreno e a respetiva concentração de carbono foi obtida a partir de análises laboratoriais das amostras. A biomassa das raízes foi quantificada com base na relação biomassa raízes / biomassa aérea de 0,23 obtida por [3] num povoamento misto de *Pseudotsuga menziesii* e *Castanea sativa* localizado a cerca de 20 km onde decorre o presente estudo e assumindo, da mesma forma, que 50% é carbono. A matéria seca dos horizontes orgânicos foi convertida em carbono, multiplicando estes valores pela concentração de carbono na matéria seca.

O carbono orgânico do solo foi calculado através da multiplicação da concentração de carbono, pela densidade aparente e espessura da camada de solo com a realização de uma correcção para o teor de elementos grosseiros.

O total de carbono armazenado no sistema (TC) por unidade de área (Mg ha^{-1}) foi obtido a partir da adição da quantidade média de carbono em cada um dos compartimentos considerados:

$$TC = C_{BA} + C_{BV} + C_{HO} + C_{OS}$$

Onde C_{BA} é a quantidade de carbono na biomassa das árvores, C_{BV} é a quantidade de carbono na biomassa da vegetação herbácea, C_{HO} é a quantidade de carbono nos horizontes orgânicos e C_{OS} é a quantidade de carbono no solo.

Resultados e Discussão

A quantidade de carbono armazenada na biomassa (aérea e das raízes) da espécie PM é significativamente superior à registada para as espécies PN e QP, apresentando estas últimas, valores estatisticamente idênticos (Fig. 1). Como a fixação de carbono nas árvores é proporcional aos incrementos de biomassa, as espécies de crescimento rápido, como é o caso de PM, são mais eficientes na acumulação de carbono na biomassa [9]. Deste modo, a selecção das espécies florestais a instalar assume importância relevante nas estratégias de sequestro de carbono [10].

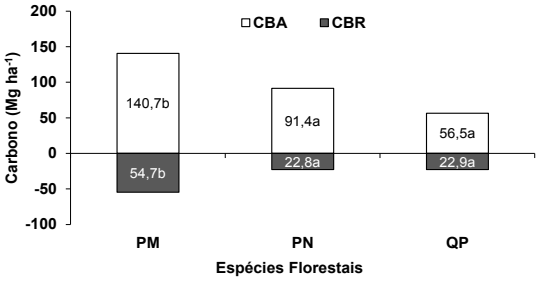


Fig. 1 – Carbono armazenado na biomassa aérea (CBA) e na biomassa das raízes (CBR) das espécies PM, PN e QP. Valores seguidos de letras diferentes diferem significativamente.

A substituição da vegetação climácica (QP) pelas espécies PM e PN afetou de forma significativa a quantidade de carbono armazenada no solo, passando de 183 Mg ha^{-1} em QP para 121 e 117 Mg ha^{-1} nas espécies PM e PN, respectivamente (Fig. 2). Estas perdas devem-se essencialmente às perturbações que ocorreram no solo quando da instalação dos povoamentos florestais de PM e PN [2,9,11]. Também a acumulação de carbono nos horizontes orgânicos foi afectada, mas em sentido contrário ao registado no solo (Fig. 2), devido à quantidade e qualidade da folhada produzida pelas diferentes espécies [12].

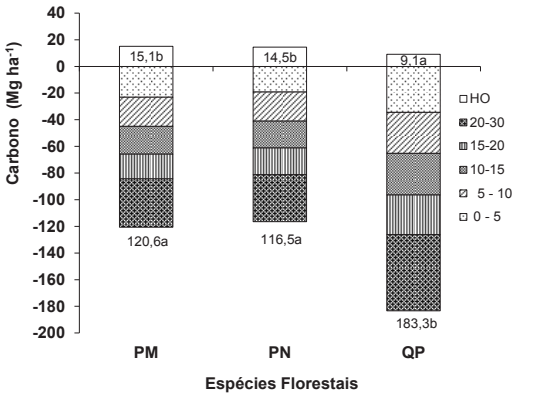


Fig. 2 – Carbono armazenado nos horizontes orgânicos (HO) e minerais do solo, para as espécies PM, PN e QP. Os valores no interior das barras indicam o total de carbono armazenado nos HO e abaixo das barras indicam o total de carbono armazenado no solo. Valores seguidos de letras diferentes diferem significativamente.

O contributo do carbono armazenado na biomassa da vegetação herbácea é muito pouco expressivo (Fig. 3). No sub-bosque das espécies PN e QP era visível a presença de vegetação herbácea muito dispersa, resultando em quantidades de carbono de 0,4 Mg ha^{-1} em PN e 0,8 Mg ha^{-1} em QP, pois a folhada dos horizontes orgânicos dificultou o seu crescimento [3]. No povoamento de PM não se observou vegetação em sub-bosque devido às características da própria espécie, que desenvolve copas muito densas que impedem a penetração da luz solar no seu interior.

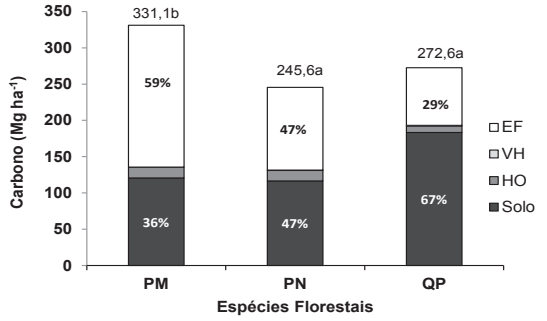


Fig. 3 – Carbono total armazenado no sistema (solo, horizontes orgânicos – HO, vegetação herbácea – VH e espécies florestais – EF. Valores seguidos de letras diferentes diferem significativamente.

A quantidade de carbono orgânico acumulada no sistema varia de 331 Mg ha^{-1} (PM) a 246 Mg ha^{-1} (PN) (Fig. 3). Nestas espécies e, principalmente em PM, os acréscimos de carbono proporcionados pela biomassa das espécies florestais e pelos horizontes orgânicos foram suficientes para compensar as reduções verificadas no solo até 30 cm de profundidade, atingindo valores semelhantes (PN) e significativamente superiores (PM) aos registados na situação original (QP).

Referências bibliográficas

[1] González, MI, Gallardo, JF. 2007. Capacidad de secuestro de C de suelo de castañares del oeste Español, in La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos, RED POBAICA, Salamanca (España), pp. 183-193.

[2] Fonseca, F, Figueiredo, T, Martins, A. 2014. Carbon storage as affected by different site preparation techniques two years after mixed forest stand installation. Forest Systems 23 (1), 84-92.

[3] Gonçalves, I, Fonseca, F, Figueiredo, T. 2013. Evolução temporal do carbono armazenado em povoamentos florestais jovens: efeito da intensidade de preparação do terreno. Silva Lusitana XXI (Nº Especial): 111-125.

[4] INMG. 1991. Normais Climatológicas da Região de "Trás-os-Montes e Alto Douro" e "Beira Interior" Correspondentes a 1951-1980. Fascículo XLIX, Volume 3, 3ª Região, Lisboa.

[5] Agroconsultores e Coba. 1991. Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real

[6] ISO, 1995. Soil quality – determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis), International Standart ISO 10694. Geneva (Switzerland).

[7] Montero, G, Ruiz-Peinado, R, Muñoz, M, (2005). Producción de biomasa y fijación de CO2 por los bosques españoles. Madrid, España.

[8] Laclau P, 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. For Ecol Manage. 180: 317-333.

[9] Vallet P, Meredieu C, Seynave I, Bélouard T, Dhôte JF, 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. For Ecol Manage. 257:1314-1323.

[10] Silver, WL, Ostertag, R, Lugo, AE. 2000. The potential for carbon sequestration through reforestation of abandoned tropical agricultural and pasture lands. Restoration Ecology, 8 (4): 394-407.

[11] Percival, HJ, Parfitt, RL, Scott, NA. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: Is clay content important? Soil Sci Soc Am J. 64: 1623-1630.

[12] Oostra, S, Majdi, H, Olsson, M. 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden Scandinavian JournalL of Forest Research 21: 364–371.

Impacto de la diversificación en cultivos leñosos sobre propiedades edáficas y la producción en clima mediterráneo: un meta-análisis de estudios de campo

The impact of crop diversification in woody crops on soil properties and crop yield under Mediterranean conditions: a meta-analysis of field studies

Linares, C.[1,2], Morugán-Coronado[2], A., Gómez-López, M.D.[1], Faz, A.[1], Zornoza, R.[1*]

[1] Sustainable Use, Management, and Reclamation of Soil and Water Research Group, Department of Agrarian Science and Technology, Universidad Politécnica de Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena, Spain

[2] GEA – Environmental Soil Science Group, Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández, Avda de la Universidad s/n., 03202 Elche, Spain

Resumen

El cutlivo intensivo de especies leñosas ha conducido a la degradación del suelo por reducción de la materia orgánica, erosión y contaminación. El monocultivo además intensifica estos problemas. Nuestro objetivo es conseguir un mejor entendimiento del efecto de cuatro prácticas de diversificación de cultivos y prácticas agrícolas sobre el pH y el carbono orgánico del suelo y la producción de cultivos leñosos mediterráneos. Se ha comparado el monocultivo con el uso de cultivos simultáneos anuales para alimentación, cultivos anuales forrajeros y cultivos multianuales, y su interacción con la frecuencia del laboreo, tipo de fertilización y variables ambientales. El meta-análisis realizado mostró que la variación en las propiedades edáficas y producción son altamente dependientes del tipo de diversificación, el manejo agrícola, la duración del estudio, la clase de aridez y el contenido de arcilla. Para incrementar la producción, la mejor combinación ha sido el monocultivo con fertilización mineral y arado intenso. No obstante, este sistema produce aumentos excesivos en el pH en suelos básicos y descensos significativos en el C orgánico edáfico. El cultivo simultáneo con especies anuales o multianuales, el uso de fertilizantes orgánicos y el no arado tienen efectos muy positivos en el pH (descenso en suelos básicos) y carbono orgánico (incremento) sin afectar negativamente a la cosecha.

Palabras clave: meta-análisis, cultivos simultáneos, cubiertas vegetales, carbono orgánico, pH.

Abstract

Intensive cultivation of woody crops has frequently caused land degradation by depletion of soil organic matter, erosion, and increment of soil and water pollution by use of external inputs. Monocropping also intensifies these problems. Our study aimed to obtain a better understanding of the implication of four diversification practices and agricultural management in Mediterranean woody orchards on soil pH, soil organic carbon and crop yield. We compared the use of monocrops and their intercropping with annual crops for food, forage and multiannual crops, and their interaction with tillage frequency, fertilization type and environmental variables. The results of our meta-analysis highlighted the variation of soil properties and crop yield depending on diversification type, agricultural management, study length, aridity class and clay content. To increase crop yield, the best combination was monocrop with mineral fertilization and disk harrowing tillage. However, this management system should not be recommended since it can excessively increase soil pH and significantly decrease SOC. Cultivation of annual or multiannual crops in the tree alleys, addition of organic fertilizers and no tillage can also have positive effects on crop yield, with high positive effects on soil pH (decreases in basic soils) and organic carbon (increases).

Keywords: meta-analysis, intercropping, cover crops, soil organic carbon, pH

Introducción

Los cultivos leñosos están normalmente presentes en suelos con baja fertilidad y disponibilidad de agua, por lo questán bien adaptados al clima mediterráneo [1]. El cultivo intensivo de especies leñosas ha provocado en muchos casos degradación del suelo por reducción del contenido en materia orgánica, erosión y contaminación por uso de insumos externos. Además, el monocultivo ha intensificado estos problemas, con riesgos económicos asociados debido a la baja resiliencia en la variabilidad de precios, mercados, clima o plagas/enfermedades [2]. En vista a los problemas del monocultivo intensivo, hay un creciente interés por la diversificación de cultivos y un uso optimizado de los recursos. El uso de cultivos simultáneos anuales o multianuales entre las líneas de especies leñosas puede minimizar la pérdida de suelo, materia orgánica y nutrientes, mejorando la biodiversidad y actividad microbiana [3].

El objetivo de este trabajo es conseguir un mejor entendimiento del efecto de cuatro prácticas de diversificación de cultivos y prácticas agrícolas sobre el pH y el carbono orgánico del suelo y sobre la producción de cultivos leñosos mediterráneos.

Materiales y métodos

Se han usado un total de 296 tratamientos experimentales de 70 artículos citados en SCOPUS hasta agosto 2017. Solo se han seleccionado estudios en condiciones de campo en clima mediterráneo. Para evaluar el efecto de la diversificación, prácticas agrarias, propiedades ambientales y textura sobre el pH, C orgánico (CO) y producción, se estudiaron individualmente las siguientes categorías:

A. Cultivo principal, comparando olivo, almendro, cítrico y otros frutales.
B. Tipo de diversificación, comparando cultivos simultáneos con cultivos anuales para alimentación, para forraje y cultivos multianuales.
C. Tipo de cubierta vegetal, comparando si se usa como mulch el residuo, si es vegetación permanente, si es vegetación permanente sembrada y si son anuales.
D. Periodo de estudio, comparando <2 años, 2-5 años, 5-10 años y >10 años.
E. Clase de aridez del suelo, comparando húmedo, subhúmedo, semiárido y árido.
F. Contenido de arcilla, comparando <10%, 10-20%, 20-30%, 30-40% y >40%.
G. Tipo de fertilización, comparando mineral, orgánica, mixta o no fertilización.
H. Intensidad de labranza, comparando no labranza, mínima, arado y arado de discos.

La influencia de estas categoría en pH, CO y producción se ha estudiado mediante meta-análisis. Para el pH y el CO, el valor usado en el meta-análisis ha sido el incremento en su concentración (valor final menos inicial) dividido por el periodo de estudio en años. Además, se han ponderado las medias para dar más importancia a los estudios con mayor número de muestras. Para ello se ha usado la ponderación de muestras propuesta por Adams [4], comparando monocultivo o prácticas intensivas con las otras alternativas. Para analizar los datos de producción, se seleccionó la producción del útlimo año para obtener mayor significado del análisis estadístico. Para la comparación de medias se ha usado un ANOVA no paramétrico de un factor (prueba Kruskal Wallis).

Resultados y discusión

El cultivo del olivo y del almendro tendió a reducir el pH, mientras que los cítricos tendieron a incrementarlo. Aunque el CO mostró gran variabilidad en función del tipo de cultivo principal, se observó un ligero incremento con el tiempo en todos los cultivos, sobre todo en almendro, seguido de olivo (Figura 1). Los descensos en el pH en el olivo y el almendro son beneficiosos, ya que la mayoría de los suelos donde se han

cultivado son básicos, con baja disponibilidad de nutrientes. Como consecuencia, un descenso en el pH contribuye a mejorar el estado nutricional de la planta.

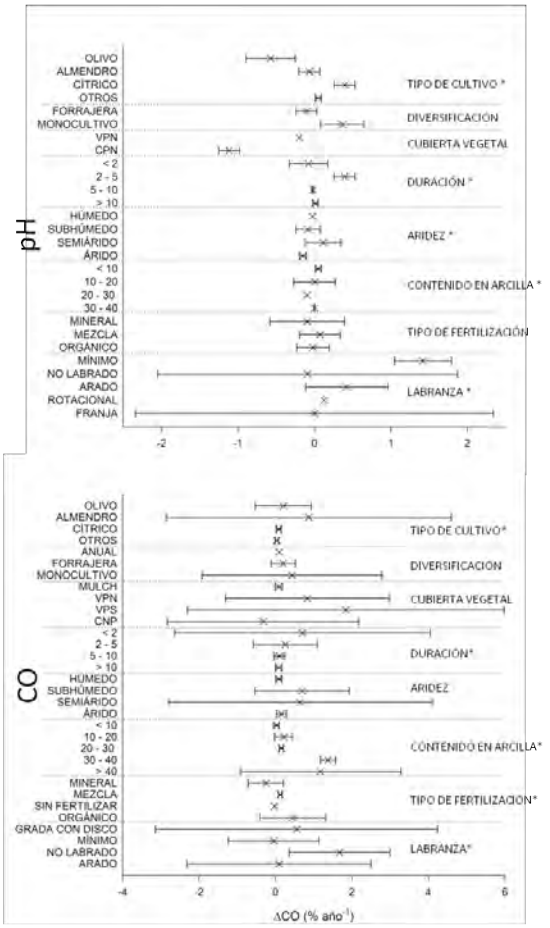


Fig. 1 – Cambios en el pH y en el carbono orgánico (CO) en el periodo de estudio de las diferentes catogorías usadas en el meta-análisis. * indica diferencias significativas (P < 0,05). VPN: vegetación permanente natural; VPS: vegetación permanente sembrada; CNP: cubierta no permamente.

Los diferentes tipos de diversifiación no han mostrado efecto significativo en el pH ni en el CO, pero sí en la producción del cultivo principal (Figura 2). Aunque todas las diversificaciones tuvieron efectos positivos en la producción, el mayor valor se obtuvo para los monocultivos, seguido del cultivo simultáneo con forrajeras y cultivos multianuales. El tipo de cubierta vegetal no ha tenido ningún efecto significativo en los parámetros estudiados, sí observado en la duración del estudio para el CO, con mayores incrementos en los estudios más cortos que los que muestran datos a largo plazo. La clase de aridez solo tuvo efectos significativos en el pH, con efectos negativos bajo clima semiárido con incrementos de 0,12 unidades por año. Las clases de clima húmedo y subhúmedo mostraron un descenso en los valores de pH. El contenido de arcilla es muy significativo en cuanto a variaciones en el pH, con descensos en el pH con valroes de 20-30% de arcilla.

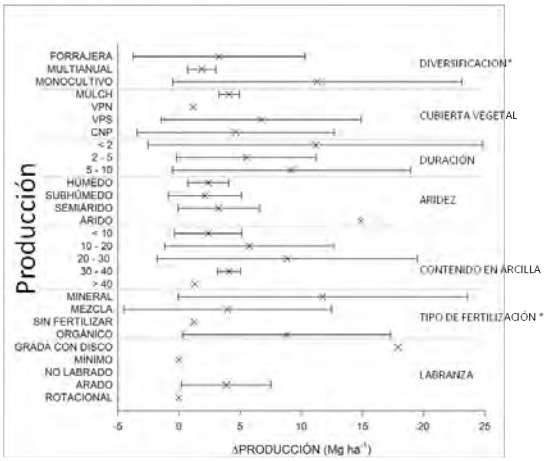


Fig. 2 – Cambios en la producción de la cosecha del cultivo principal en el periodo de estudio de las diferentes catogorías usadas en el meta-análisis. * indica diferencias significativas (P <0,05). VPN: vegetación permanente natural; VPS: vegetación permanente sembrada; CNP: cubierta no permamente.

El CO se incrementó con mayor intensidad en los cultivos con aplicación de fertilizantes orgánicos, seguido del uso de fertilización mixta. El uso de fertilizantes minerales y no fertilización tuvo efectos negativos con descensos en el CO. Estos resultados confirman los beneficios de los sitemas orgánicos para favorecer el secuestro de carbono y la calidad del suelo en comparación al los sistemas convencionales [5]. Es importante remarcar que el tipo de fertilización no ha tenido efectos en el pH, y por tanto, todas aquellas prácticas adoptadas para modificar el pH no deberían centrase en la selección de la fertilización.

Con respecto a la labranza, el arado y la labranza mínima incrementaron el pH mientras que la no labranza y el arado rotacional favoreció el descenso del pH. EL CO se incrementó en todos los

sistemas de labranza excepto en el arado intenso donde descendió.

Nuestros resultados han mostrado que la producción se incrementó fundamentalmente con el monocultivo con el uso de fertilizantes minerales y arado intenso, justo los factores que conducen a la reducción de la calidad del suelo, y por tanto a reducir la sostenibilidad del agroecosistema a largo plazo. El uso de sistemas diversificados con forraje y cultivos multianuales ha tenido un efecto positivo en la producción, aunque no sea tan elevado, y se debería recomendar para garantizar unos sistemas agrarios sostenibles. La labranza mínima o no labranza han conducido también a descensos en el pH de suelos básicos e incrementos en el carbon orgánico sin tener efectos negativos en la producción, por lo que son estrategias que han resultado sostenibles.

Conclusiones

Los resultados del meta-análisis han mostrado un efecto significativo en el pH, carbono orgánico y producción en función del tipo de cultivo principal, diversificación, gestión agraria, duración del estudio, clase de aridez y contenido de arcilla. En relación a la producción, la mejor combinación es un monocultivo con fertilización mineral y arado intenso. No obstante, este sistema no debería recomendarse por favorecer incrementos del pH en suelos ya de por sí básicos y reducir significativamente el carbono orgánico. El cultivo simultáneo de especies anuales y multianuales en las calles de los cultivos leñosos, la adidción de fertilizantes orgánicos y el no arado o arado mínimo también presentan buena producción con un impacto muy positivo en la calidad del suelo, a favorecer incrementos en el carbono orgánico y descensos en el pH, que puede conducir a incrementar la disponibilidad de nutrientes en suelos básicos.

Agradecimientos

Este estudio se ha financiado con el proyecto del Programa Horizonte 2020 de la Comisión Europea “Diverfarming” (GA 728003).

Referencias bibliográficas

[1] FAO. FAOSTAT 1998. Disponible en: http://faostat.fao.org/site/377/default.aspx#ancor.

[2] Barnes, A.P., Hansson, H., Manevska-Tasevska, G., Shrestha, S.S., Thomson, S.G. 2015. The influence of diversification on long-term viability of the agricultural sector. LAND USE POLICY 49: 404–412.

[3] Gargouri, K., Rigane, H., Arous, I., Touil, F. 2013. Evolution of soil organic carbon in an olive orchard under arid climate. SOIL HORTIC 152: 102–108.

[4] Adams, D.C., Gurevitch, J., Rosenberg, M.S., 1997. Resampling tests for meta-analysis of ecological data. ECOLOGY 78: 1277–1283.

[5] Parras-Alcántara, L., Díaz-Jaimes, L., Lozano-García, B. 2015. Organic Farming Affects C and N in Soils Under Olive Groves in Mediterranean Areas. L DEGRAD DEV 26: 800–806.

El microbioma del suelo de Txakolí desde una perspectiva ómica

The Txakolí soil microbiome from an omic prescpective

Baroja-Careaga, Igor*, Zarraoinaindia, Iratxe, Estonba, Andone

Department of Genetics, Physical Anthropology and Animal Physiology - University of the Basque Country (UPV/EHU) Leioa, Spain – *igor.baroja@ehu.eus

Resumen

La gran demanda del vino está generando la necesidad de adoptar nuevas tecnologías en vitivinicultura, para así mejorar nuestra comprensión acerca de la productividad ycalidad de la vid. Así, en el grupo Genomic Resources de la UPV/EHU estamos utilizando la metagenómica, basada en técnicas de secuenciación de ultima generación, para identificar la gran variedad de microorganismos existentes en los suelos de viñedos de Txakoli asociadas a tres denominaciones de origen en el País Vasco: Bizkaiako, Getariako y Arabako Txakoliña. Así, analizamos la riqueza microbiana de cada parcela, y su grado de distinción en cuanto a su composición bacteriana. Por lo tanto, determinaremos la huella microbiológica de cada parcela/bodega y/o región. Esta información nos informará del estado de salud de las parcelas y ayudará al viticultor en la toma de decisiones en cuanto al manejo del suelo de su parcela.

Palabras clave: microbioma, bacteria, secuenciación masiva, Txakoli, viñedo.

Abstract

The great demand for wine is generating the need to adopt new technologies in viticulture, in order to improve our understanding of the productivity and quality of vines. Thus, in the Genomic Resources group of the UPV/EHU, we are using metagenomics, based on next generation sequencing techniques, to identify the comunities of microorganisms existing in the soils of Txakoli vineyards associated with three denominations of origin in the Basque Country: Bizkaiko, Getariako and Arabako Txakoliña. Thus, we analyze the microbial richness of each parcel, and its degree of distinction in terms of its bacterial composition. Therefore, we determine the microbiological footprint of each parcel/winery and region. This information will inform us of the health status of the parcels and will help vine growers in making decisions regarding the management of their soils.

Keywords: microbiome, bacteria, next generation sequencing, Txakoli, vineyard.

Introducción

La industria española está especializada en vinos de bajo coste y en exportaciones a granel. Además, los datos de la competitividad del sector la sitúan entre las más bajas de los países especializados [1]. Una manera de impulsar la competitividad es la creación y exportación de vinos con denominación de origen, ya que éstos gozan de una mayor aceptación por parte del consumidor y por lo tanto, suponen una repercusión socio-económica más elevada.

Son varios los factores que se considera que influyen en la composición química de la uva y el vino. Entre ellos, el tipo de suelo, las prácticas agrícolas, las condiciones climáticas, la variedad de uva, y el modo de elaboración. La distinción de las propiedades sensoriales de vinos con identidad regional mediante análisis químicos ha sido evidenciada por diferentes autores. Por ejemplo, López-Rituerto et al. [2] por medio de la metabolómica H-NMR, determinaron los componentes químicos discriminativos en el mosto y vino de tres sub-áreas de Rioja. Roullier-Gall et al. [3] por su parte, discriminaron las uvas y vinos derivados de dos viñedos muy cercanos en Côte de Nuits (Burgundy) utilizando la espectrometría de masas y la cromatografía líquida de alta resolución. Sin embargo, no se conocen aún las variables que originan estas diferencias, si bien artículos recientes evidencian la posible implicación de la comunidad microbiana del suelo y del mosto en esta diferenciación.

Las metodologías de secuenciación masiva (NGS), técnicas de gran capacidad resolutiva, están empezando a usarse en la viticultura, y los resultados están poniendo de manifiesto una diversidad y regionalidad de los microorganismos mayor que la esperada. Por ejemplo, el trabajo realizado por Zarraonaindia et al [4], puso de relieve la migración de microorganismos del suelo a la uva. Está aún por estudiar si estos microorganismos nativos de la viña tienen influencia en el fenotipo del vino y/o si se mantienen activos durante la fermentación,

pero los resultados sugieren que los microorganismos del suelo también podrían jugar un papel importante en la regionalidad del vino [5].

Por lo tanto, parece fundamental conocer la comunidad microbiana nativa del suelo. Si llegamos a determinar la influencia de la comunidad microbiana en la productividad de la planta y la fermentación, esta información abriría puertas hacia actuaciones específicas para aumentar la productividad de la viña y la manipulación de la fermentación para potenciar la personalidad de los vinos, dando valor añadido al producto.

Para poder ver lo que sucede, pretendemos estudiar la microbiota asociada al Txakoli, la cual es totalmente desconocida. El Txakoli, es un vino blanco originario del País Vasco que está implantado en las tres provincias, con una denominación de origen (D.O.) en cada una de ellas: Getaria, de Bizkaia y de Álava. Éstas tres regiones muestran diferencias en el clima e incluso en el sistema de conducción de las vides, entre otros factores, que se podrían traducir en diferencias específicas de región a nivel de la comunidad microbiana. Con el objetivo de corroborar esta hipótesis, en el presente proyecto. Crearemos un inventario exhaustivo de la comunidad microbiana en suelo asociada a la variedad de uva *Hondarrabi Zuri* en las tres D.O.s mediante la caracterización de su perfil taxonómico, para determinar su salud e identificar su huella microbiana, terroir.

En esta comunicación se muestran distintos análisis comúnmente utilizados para analizar la diversidad y composición de las comunidades microbianas de los suelos. Para ello se muestran comp ejemplo los resultados obtenidos en las bodegas de Álava.

Material y métodos

Muestreo y extracción de ADN

Se han recogido muestras de suelo de 23 bodegas del País Vasco, en las que se han elegido parcelas con viñedos de la variedad Hondarrabi Zuri. Finalmente se seleccionaron 41 parcelas, adquiriendo muestras en las 3 provincias y D.O.s.

En cada parcela, se tomaron muestras de suelo mediante un soil corer en diferentes puntos del viñedo para obtener muestras representativas de cada parcela. Se tomaron dos replicas por parcela, por lo que se obtuvieron un total de 82 muestras en la vendimia 2016, en octubre. Las muestras se transportaron en frio y fueron congeladas a - 20 ºC al llegar al laboratorio.

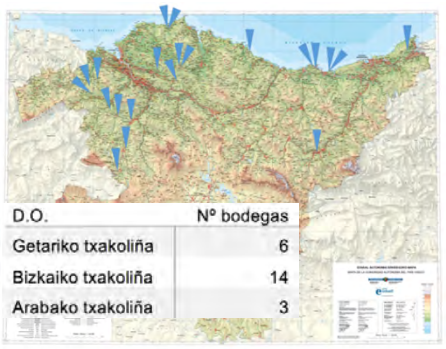


Figura 1: Mapa de los punto de muestreo

En cuanto a la extracción de ADN, se utilizo el kit Power Lyzer Power Soil de la casa comercial MoBio, siguiendo el protocolo establecido.

Librería y Secuenciación

Se ha amplificado la región V4 del 16S rRNA para la caracterización bacteriana, utilizando los cebadores 515FB (5'-NNNNNNNNNNNN**GT**GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3'), el cual lleva una cadena de 12 pares de bases (los primeros 12 pares de bases con la letra N) como un código de barras para identificar nuestra muestra y un linker (en negrita) y el cebador 926RB (5'-CCGYCAATTYMTTTRAGTTT-3').

La PCR incluyó 12,5 mL de KappaHifi (la cual lleva su buffer y polimerasa) 1 mL de cada cebador y otro mL de ADN por cada muestra. Los rangos de temperatura para la amplificación en el termociclador del fragmento de 16S rRNA indicado fueron, 4 min a 95 ºC para activar la proteinasa, seguidos de 35 ciclos de 15 seg a 95 ºC, 30 seg a 50 ºC y 30 seg 72 ºC.

Utilizando 10 mL de cada produto de PCR se realizó un pool, el cual se purificó con el Kit CleanPCR. Este produto purificado se ha secuenciado en el secuenciador masivo de illumina MiSeq (300bp x 2 pair end) en el Servicio de Secuenciacion y Genotipado de Sgiker, de la Universidad del País Vasco, UPV/EHU.

Análisis de datos

Los archivos fastq obtenidos de la secuenciación se filtran por calidad con el programa Sickle 1.33 para quedarnos con las secuencias de una calidad mínima de Q20. Una vez filtradas, las secuencias se ensamblan con Pear v0.9.10. Se demultiplexean las secuencias con Qiime v1.9 y utilizando el mismo programa se

generan las tablas de OTUs (Operational Taxonomic Units) con la base de datos Greengenes (version 13_5). Se eliminan los OTUs con menos de 5 secuencias y los cloroplastos y mitocondrias que puedan alterar los resultados de nuestros análisis.

Se han realizado pruebas de diversidad alfa, para ver la riqueza en espécies de cada muestra. Tambien pruebas de diversidad beta, para visualizar la diferenciación microbiana entre parcelas/bodegas y regiones. En este último caso se han calculado las distancias con el método Bray-Curtis. Desde estos resultados se han creado gráficos de Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) y árboles de agrupación de secuencias por menor distancia genética UPGMA para visualizar estas diferencias e identificar aquellos microorganismos responsables de estas diferencias.

Resultados y discusión

Diversidad bacteriana

Los resultados indican la existencia de una gran riqueza microbiana en el suelo de las parcelas de las distintas bodegas (una media 6000 otus en 50000 secuencias).

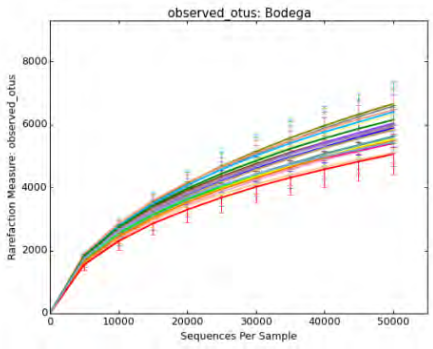


Figura 2: Diversidad alfa en bodegas, para ver como cambia la diversidad bacteriana de cada bodega.

Como se aprecia en la figura 2, no todas las bodegas tienen la misma cantidad de OTUs. Podemos decir que la riqueza microbiana de algunas bodegas es mayor que en otras, indicativo de su salud y calidad.

Graficos de barras

Se han creado gráficos de barras para porder visualizar la estructura y composición microbiana de los suelos. La figura 2 es un ejemplo en donde se representan la distribución y abundancia de los microorganimos de 3 bodegas de Álava, con dos parcelas por cada bodega. Cada barra representa una muestra y cada color en la barra representa un microorganismo y su abundancia relativa

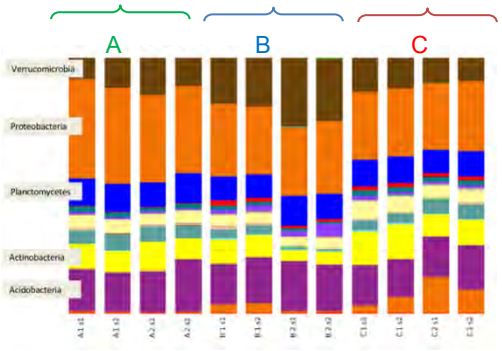


Figura 3: Gráfico de barras, en el que vemos la abundancia relativa de las bacterias en cada muestra a nivel de filo. A, B y C, son 3 bodegas de Álava, cada una con 2 parcelas.

En el gráfico podemos ver, por ejemplo, que las proteobacterias son los filos mas abundantes en nuestros suelos. Este análisis se puede realizar a cualquier nivel taxonómico, por ejemplo, género y/o especie.

Diversidad beta

Para poder visualizar si existen diferencias en la composición microbiana entre parcelas y definir la huella microbiológica de parcelas/bodegas o regiones, estudiamos la diversidad beta, que visualizamos mediante gráficos de PCoA y árboles de UPGMA. La figura 4 y 5 son ejemplos en los que se han representado la diversidad beta de las 3 bodegas de Alava.

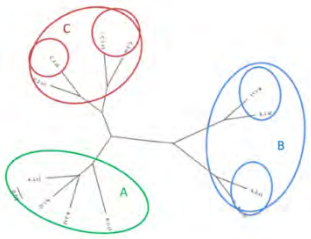


Figura 4: UPGMA de las muestras de suelo de 6 parcelas de 3 bodegas (A, B y C). La distancia de las ramas desde una parcela a otra representa lo diferenciados que están en cuanto a su composición microbiana.

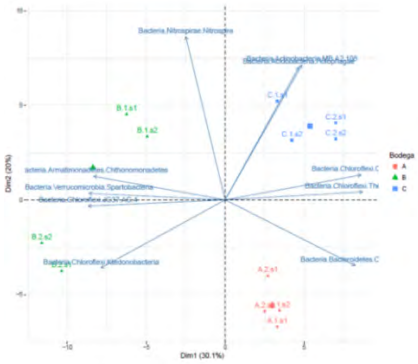


Figura 5: PCoA de las muestras de suelo de 6 parcelas de 3 bodegas (A, B y C). La distancia entre los puntos es indicativa de su diferenciación en composición microbiana. Las flechas y su dirección muestran las bacterias que más promueven la diferenciación entre las 3 bodegas seleccionadas para el ejemplo.

Tanto en la Figura 4 como en la 5 observamos que existen diferencias microbianas entre las 3 bodegas, es decir, cada bodega tiene su huella microbiana que la distingue del resto. Es interesante observar como en algunos casos se llegan incluso a diferenciar las parcelas dentro de una misma bodega (como es el caso de las parcelas de la bodega B y C). Además, podemos llegar a conocer cuales son las familias de microorganismos que más aportan a la diferenciación de estas parcelas y bodegas, como por ejemplo vemos que la bodega C tiene mayor numero de acidobacterias que el resto de bodegas (Figura 5).

Diagramas de Venn

Estos diagramas sirven para identificar aquellos microorganismos que resultan esenciales para la vid (microorganismos "core", comunes a todas las parcelas, bodegas y/o regiones), y aquellos microorganismos que podrían ser usados como identificativos de parcela/bodega/región, y por tanto para trazabilidad (microorganismos específicos de parcela, bodega y/o región).

Volviendo al ejemplo de las tres bodegas seleccionadas, en la Figura 6 vemos que éstas tienen 57 falmilias en común, pero cada bodega tiene sus microorganismos específicos. Así por ejemplo, la bodega A tendría 9 bacterias que no aparecen en el resto de bodegas, mientras que las bodegas B y C, tendrían 6 microorganismos específicos respectivamente.

Figura 6: Diagrama de Venn, en el que vemos que familias de bacterias comunes y específicas de bodegas.

Mapa de calor a partir de bacterias beneficiosas

Una parcela con mayor número de bacterias beneficiosas, es decir aquellas con mayor diversidad y abundancia de bacterias fijadoras de nitrógeno, productoras de sideróforos o fitohormonas, entre otras funciones, goza de mejor salud.

Para poder visualizar y determinar el estado de salud de las parcelas muestreadas, podríamos comparar la presencia/abundancia de estas bacterias entre las parcelas /bodegas y/o regiones muestreadas mediante mapas de calor.

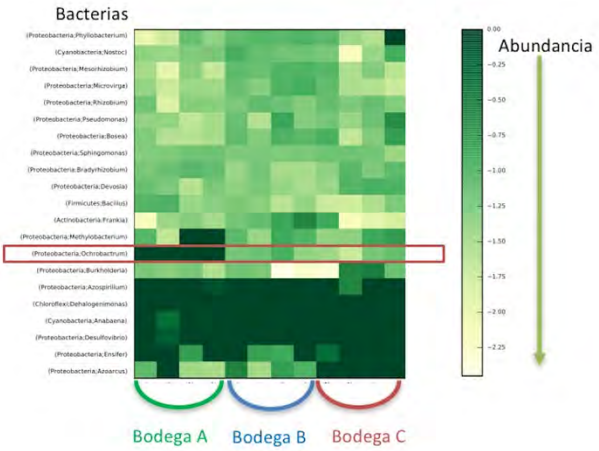


Figura 7: Mapa de calor, en el que se encuentra marcada la família Ochrobactrum por su abundancia diferencial en la bodega A.

En esta imagen vemos que existe una diferencia de abundancia relativa de la familia Ochrobactrum entre las 3 bodegas seleccionadas, en la que la bodega A muestra un mayor número. Esta bacteria se considera beneficiosa por su función fijadora de nitrógeno [7], lo que podría tener implicaciones positivas para la productividad de la vid.

Conclusiones

Gracias a la secuenciación masiva de ADN podemos obtener mucha información sobre la biodiversidad en suelo. Con ella podemos crear un inventario de la comunidad bacteriana, para así estudiar si existen diferencias en la riqueza microbiana entre parcelas, su grado de diferenciación y determinar el estado de salud de la viña. Esta información será de utilidad para los vitivinicultores, para poder adelantarse a futuras infecciones o para mejorar sus sustratos para elaborar un vino de mejor calidad.

Referencias bibliográficas

[1] Albaladejo and Martínez Carrión (2010) *Journal of Wine Research.* 21,1: 77-95;

[2] López-Rituerto et al. (2012) *J AGR FOOD CHEM*, 60, 13: 3452-3461;

[3] Roullier-Gall et al. (2014) Plos one, 9

[4] Bokulich et al. (2014) PNAS 111, 1: E139–E148;

[5] Zarraonaindia et al. (2015) mBio 6, 2: e02527–14;

[6] Bokulich et al. (2015) *Am J Enol Vitic* 66,1: 73–79;

[7] Ngom A. Nakagawa Y., 2004, J. Gen. Appl. Microbiol., 50, 17–27.

Impacto del pastoreo de ganado vacuno en las comunidades microbianas del suelo en un sistema silvopastoral adehesado

Impact of cattle grazing on the soil microbial communities in a dehesa silvopastoral system

García-Gonzalo, Pilar*, Arroyo, Elena, Gil-Díaz, M. Mar, Lobo, M. Carmen, Martínez, Teodora

Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural Agrario (IMIDRA). Finca "El Encín", Apdo. 127, 28800- Alcalá de Henares (Madrid).*pilar.garcia.gonzalo@madrid.org

Resumen

El pastoreo influye en las comunidades microbianas del suelo, sin embargo existe una gran controversia sobre los efectos que se observan en su estructura y diversidad. En un sistema silvopastoral adehesado, se analizó el impacto del pastoreo tras un periodo de cuatro años. Se definieron 5 zonas de estudio diferenciadas por sus características ecológicas y de gestión. En cada zona, se instaló un cercado de exclusión de 20 x 20 m. Se evaluó la biomasa de los grupos funcionales y las características físico-químicas del suelo. La estructura y diversidad de las comunidades de bacterias y hongos se analizó mediante electroforesis en gel con gradiente desnaturalizante (DGGE). El aumento de materia orgánica y disminución significativa de la diversidad bacteriana y fúngica sólo afectó a la parcela con elevada intensidad de pastoreo. El Análisis de Correspondencias Canónico (ACC) estimó una mayor contribución de las variables de humedad del suelo, pH, biomasa de gramínoides y de otras familias de plantas (OFP), en los cambios observados en la estructura de las comunidades bacterianas. En el caso de las comunidades fúngicas todas las variables edáficas y la biomasa de OFP parecen influir en los cambios relacionados con la estructura de las comunidades de hongos.

Palabras clave: Intensidad de pastoreo, bacterias, hongos, diversidad, estructura comunidades.

Abstract

Grazing is known to influence soil microbial communities, however their effects on soil microbial community structure and diversity, is still under debate. A four-year field experiment was performed in a dehesa silvopastoral system, to investigate the grazing impact over soil microbial communities. Five plots were defined according to their different ecological and management characteristics, and five permanent fences of 20 x 20 m were constructed as excluded plots. Biomass of functional groups (graminoids, legumes and other families) and soil physicochemical properties were evaluated. Bacterial and fungal community structure and diversity were assessed with denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE). The results showed that soil from non grazed plots had higher pH, moisture, available phosphorus and microbial diversity indexes. The high-intensity grazed treatment showed a significant organic matter increase and a significant decrease of bacterial and fungal diversity. The relationships between environmental variables (edaphic and vegetative) and bacterial and fungal community structure were determined by Canonical Correspondance Analysis (ACC). Soil moisture, pH, graminoids biomass and other families pf plants (OFP) biomass were the best indicators of the changes in soil bacterial community structure. Structural changes in fungal communities appear to be determined by all edaphic variables and OFP biomass.

Keywords: Grazing intensity, bacteria, fungus, diversity, community structure.

Introducción

Los microorganismos del suelo son un elemento clave en los ciclos biogeoquímicos, regulando la dinámica de la materia orgánica del suelo, la captación de carbono y las emisiones de gases de efecto invernadero, modificando la estructura física del suelo y los regímenes hídricos. Estos servicios son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas naturales y constituyen un recurso importante para la gestión sostenible de los agroecosistemas. Entre los factores determinantes que influyen en la composición y diversidad de las comunidades microbianas destacan las especies vegetales y el contenido en carbono orgánico y nitrógeno del suelo. El pastoreo de los herbívoros domésticos afecta de forma significativa a la vegetación y propiedades del suelo y por lo tanto impacta en las comunidades microbianas del suelo [1]. Numerosos estudios se han basado en los cambios inducidos por la intensidad del pastoreo sobre la composición de especies vegetales y propiedades del suelo. Sin embargo son relativamente escasos los estudios de interacción suelo-planta-microorganismo, que analicen el efecto combinado del pastoreo y la composición de las comunidades vegetales sobre los cambios en las comunidades microbianas. En este trabajo se analiza el efecto de distintas intensidades de pastoreo sobre las propiedades del suelo, grupos funcionales de plantas y estructura y diversidad de las comunidades de bacterias y hongos, con el fin de determinar las relaciones entre variables ambientales y la estructura de las comunidades microbianas en un sistema adehesado de la Sierra de Guadarrama.

Material y Métodos

Descripción del ensayo

El área de estudio se ubica en la finca de Riosequillo en Buitrago de Lozoya (40°55'59''N 3°58'21''O), en la Sierra de Guadarrama (Madrid), con una carga ganadera de 50 vacas en una superficie de 147 ha. La vegetación corresponde a la serie meso-supramediterráneo Guadarrámico-Ibérica de encinares sobre suelos ácidos, que se enriquece con componentes propios de la serie riparia meso-mediterránea (fresnedas y saucedas). En la finca se definieron cinco zonas diferenciadas por sus características ecológicas y de gestión. Las zonas A, B y C con humedad creciente se ubican en los encinares (A en las zonas más altas, B en zonas de media-baja ladera y C en zonas de vaguada). La zona D comprende áreas de fresnedas y prados de siega, y la zona E es una zona de pastos, donde se riega, henifica y pasta. En cada zona se seleccionaron los pastizales más representativos y sin cubierta arbórea. Las zonas A, B, C y D estuvieron expuestas a un pastoreo ligero rotacional y continuo durante 6-7 meses (0,33 vacas/ha), y la zona E a un pastoreo intensivo durante 5-6 meses al año (1,3 vacas/ha). En cada zona se instaló un cercado de exclusión al pastoreo de 20 X 20 m. Después de cuatro años, en primavera, se tomaron muestras de biomasa y suelo en las parcelas pastoreadas (*p*) y no pastoreadas (*np*).

Muestreo y determinación de factores ambientales

Para el muestreo de la vegetación, en cada parcela se distribuyeron 15 cuadros al azar de 50 cm de lado, cortando la hierba a nivel del suelo. Las muestras de vegetación se separaron en 3 grupos funcionales: graminoides (gramíneas, ciperáceas y juncáceas), leguminosas y otras familias vegetales. Para la determinación de biomasa se pesaron las muestras en fresco y se secaron en estufa a 70 ºC hasta obtener el peso seco constante.

Se tomaron muestras compuestas de suelo, 12 submuestras por parcela a 0-10 cm de profundidad. Las determinaciones de pH, materia orgánica (MO), Nitrógeno total (N), fósforo biodisponible (P) y humedad del suelo (H) se realizaron siguiendo la metodología oficial del MAPA (1994) [2].

Determinación de la diversidad genética bacteriana y fúngica

El aislamiento de ADN de suelo se efectuó mediante el kit comercial de extracción de ADN UltraClean Soil DNA Isolation Kit (Mo Bio Laboratories, Inc.). Se siguieron las condiciones descritas en [3] para la amplificación parcial del gen 16S ARNr bacteriano y separación de los amplicones por DGGE. Para la amplificación de un fragmento asociado a la subunidad 18S ARNr de los hongos se utilizaron los cebadores FR1-GC/FF390. Los análisis de DGGE se realizaron siguiendo el protocolo descrito en [4]. El estudio de la posición e intensidad de las bandas representativas de las comunidades microbianas se determinó mediante el programa Gel Analyzer 2010a. Para cada perfil de DGGE se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener ($H' = -\Sigma pi \ln(pi)$). Las correlaciones entre factores ambientales (edáficos y vegetativos) y perfiles de DGGE para bacterias y hongos se analizaron por ACC con el programa PAST v.3.10.

Resultados y discusión

Las areas de exclusión presentaron un aumento del pH, significativo en las zonas
D y E. Se observó un aumento significativo de MO en las parcelas pastoreadas C y E, y un aumento de P en las areas de exclusión. Comparando las cinco areas seleccionadas, la zona E con pastoreo intensivo, presentó de forma significativa la mayor concentración de N, MO, P y humedad del suelo.
Con respecto a los grupos funcionales, se observaron descensos de biomasa para los tres grupos funcionales en casi todas las zonas de exclusión, excepto en las graminoides de la zona B y E. En la parcela pastoreada de la zona E se apreció una disminución de graminoides y OFP. En esta zona el crecimiento de la vegetación se ralentiza debido a un pastoreo intensivo (diciembre-abril).

Los índices de diversidad bacteriana y fúngica aumentaron en la mayoría de las zonas de exclusión con respecto a las zonas pastoreadas, con aumentos significativos en la parcela E*np*. Esta parcela presentó los valores más altos de diversidad bacteriana y fúngica.

Se realizó el análisis de correspondencias canónico entre los perfiles de DGGE y las variables ambientales, edáficas (pH, MO, N, P y H) y biomasa de vegetación (graminoides, leguminosas y otras familias), con el fin de establecer la influencia de los factores ambientales en los cambios en la estructura de las comunidades de bacterias y hongos en las distintas zonas de estudio. En función de las comunidades bacterianas (Fig. 1), las zonas de estudio A y B (encinar en ladera alta y media) quedan separadas de D y E (fresnedas y prados que se henifican y pastan) por el eje 1 (27,7 % de la varianza), mientras que el eje 2 (21,5 % de la varianza) separa la zona C (encinar en vaguada) del resto. Dada la longitud de los vectores, las variables ambientales pH, H, MO, N, graminoides y OFP son las que más contribuyen a la discriminación de las zonas de estudio.

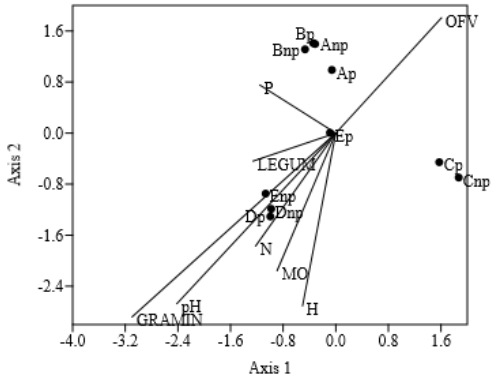


Fig. 1- Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) entre las variables ambientales y estructura de las comunidades bacterianas basadas en los perfiles DGGE en las distintas zonas de pastoreo.

Con respecto a las comunidades fúngicas, el eje 1 (19,8 % de la varianza) separa las zonas A y E del resto, mientras que el eje 2 (17,1 % de la varianza) separa las zonas A y B del

resto. La longitud de los vectores indica que, a excepcion de la variable graminoides, el resto contribuye a la discriminación de las parcelas analizadas.

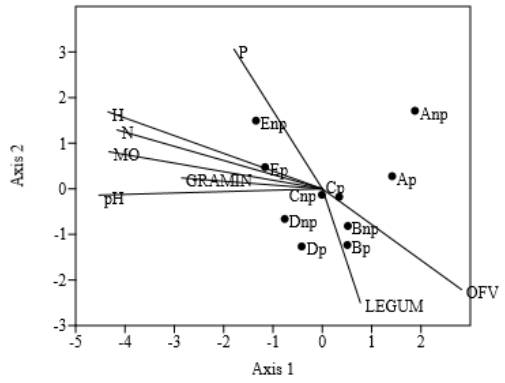


Fig. 2- Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) entre las variables ambientales y estructura de las comunidades de hongos basadas en los perfiles DGGE en las distintas zonas de pastoreo.

La intensidad del pastoreo provoca cambios en la composición de los grupos funcionales vegetales. A su vez, las especies vegetales, mediante los exudados radiculares, ejercen una influencia selectiva sobre las comunidades bacterianas y fúngicas de la rizosfera [5], [6] que puede condicionar las diferencias en las comunidades microbianas del suelo. Por otra parte, las variaciones significativas en la diversidad bacteriana y fúngica pueden atribuirse a la intensidad de pastoreo. En este sentido, además de los cambios en las comunidades vegetales, los cambios en la textura y permeabilidad del suelo, deposiciones, etc., pueden ejercer una influencia directa o indirecta sobre la composición y diversidad microbiana. De las complejas interacciones suelo-planta-microorganis-mos, no se puede determinar la dominancia de factores ambientales específicos. Sin embargo, entre los factores edáficos con gran influencia sobre las comunidades microbianas destaca el pH. En este agroecosistema, este parámetro puede ser un buen indicador dado que el incremento del mismo favorece la diversidad microbiana.

Conclusiones

Tras cuatro años de exclusión, los cambios en la estructura y diversidad microbiana indican el desarrollo de un agroecosistema más estable, mientras que el manejo intensivo influye empobreciendo la diversidad de las comunidades bacterianas y fúngicas.

Referencias bibliográficas

[1] Zho, F., Ren, C., Shelton, S., Wang, Z. Pang, G., Chen, J, Wang, J. 2017. Grazing intensity influence soil microbial communities and their implications for soil respiration. AGRIC ECOSYST ENVIRON 249: 50-56.

[2] MAPA., 1994. Métodos oficiales de análisis. Ed. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid. Vol III: 205-324.

[3] García-Gonzalo, P., Pradas del Real, A.E., Lobo, M.C., Pérez-Sanz, A. 2017. Different genotypes of Silene vulgaris (Moench) Garcke grown on chromium contaminated soils influence root organic acid composition and rhizosphere bacterial communities. ENVIRON SCI POLL RES 24: 25713-25724.

[4] Vainio, E.J., Hantula, J. 2000. Direct analysis of wood-inhabiting fungi using denaturing gradient gel electrophoresis of amplied ribosomal DNA. MYCOL RES 104: 927-936.

[5] Berg, G., Smalla, K. 2009. Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. FEMS MICROBIOLOGY ECOLOGY 68: 1-13.

[6] Bonfante P, Anca I. 2009. Plants, mycorrhizal fungi, and bacteria: a network of interactions. ANNUAL REV MICROBIOL 63: 363–383.

SESIÓN 7

Servicios ecosistémicos proporcionados por los suelos

POSTERS

Propiedades químicas del suelo en pastos de puerto en el Pirineo Central: Nardion *versus* Bromion

Soil chemical properties in summer pastures in the Central Pyrenees: Nardion vs Bromion

Badía-Villas, David[1]; Martí, Clara[1]; Gómez-García Daniel[2]; Mora, Juan Luis[3]; Ortiz-Perpiñá, Oriol[1]; Girona-García, Antonio[1*]; Armas-Herrera, Cecilia[1]

[1] Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Escuela Politécnica Superior de Huesca, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales (IUCA), Universidad de Zaragoza, Ctra. Cuarte s/n, 22071-Huesca, España. *badia@unizar.es

[2] Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC, Avda. Nuestra Señora de la Victoria, 16. 22700-Jaca, España.

[3] Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Facultad de Veterinaria, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales (IUCA), Universidad de Zaragoza, C/ Miguel Servet 177, 50013-Zaragoza, España.

Resumen

Los pastos mesófilos de puerto (incluidos en las Alianzas *Nardion strictae* y *Bromion erecti)* están muy extendidos en las montañas europeas y dominan el piso subalpino del Pirineo. Ambos tipos de pasto forman mosaicos en la mismas condiciones topográficas (altitud, orientación y pendiente de la ladera) y de carga ganadera, pudiendo ser las variaciones en algunas propiedades del suelo las responsables de su distribución espacial. El objetivo de este estudio trata de analizar qué propiedades químicas poseen los suelos sobre los que crecen ambos tipos de pastos: *Nardion* y *Bromion*. Para cada tipo de pasto, el suelo se muestreó por sextuplicado a dos profundidades (0-5 y 5-10 cm). El estudio se realizó en La Estiva (Pirineo Central). Se analizaron las propiedades químicas básicas por métodos estándar. Los resultados indican que los cervunales (*Nardion*) se desarrollan sobre suelos más ácidos, más fuertemente desaturados en bases, y especialmente más pobres en calcio asimilable que los pastos de *Bromion.*

Palabras clave: pH, saturación de bases, calcio/magnesio, pastos de verano

Abstract

Summer pastures (Alliances *Nardion strictae and Bromion erecti*) are a widespread type of pastures throughout European mountains and, specifically in the subalpine stage of the Central Pyrenees (NE-Spain). Both alliances (*Nardion* and *Bromion*) form mosaics at the same topographical conditions (altitude, face and slope) and under a similar grazing regime, being the soil the determining factor of the presence of one or other. This work aims to analyse which soil chemical properties, of the rooting area, determine the presence of *Nardion* and *Bromion*. The study was conducted in summer pastures of La Estiva (Central Pyrenees). Six samples were taken in each studied vegetation and soil depth (0-5 and 5-10 cm) obtaining a total of 24 samples. Essential soil chemical properties were analysed by standard methods. Our results indicate that the *Nardion* alliance develops on more acidic soils with lower base saturation and spetially with lower content of available Ca^{2+} than those of the *Bromion*.

Keywords: pH, base saturation, calcium/magnesium, summer pastures

Introducción

Los cervunales (Al. *Nardion strictae*) son pastos muy extendidos en Europa y, en particular, en todo el piso subalpino del norte de la Peninsula Ibérica. En el Pirineo Central crecen sobre suelos profundos, poco permeables y de reacción ácida [1]. Son pastos dominados por el cervuno o cerrillo (*Nardus stricta*), gramínea que suele verse acompañada de *Deschampsia flexuosa* y *Potentilla erecta.* En general, son pastos de alta cobertura y muy baja diversidad por el fuerte dominio del cervuno. Al descender la carga ganadera, el cervunal se matorraliza con *Calluna vulgaris* y *Vaccinum myrtillus*. En cambio, cuando en este pasto se mantiene la carga ganadera pero se generan claros (por ejemplo por bioturbación o por solifluxión), se introducen múltiples especies que constituyen el pasto de la Alianza *Bromion erecti*. Se trata de un pasto diverso, considerado menos acidófilo, y compuesto por varias gramíneas (*Agrostis capillaris, Briza media, Festuca nigrescens, Poa pratensis*, *Koeleria pyramidata*), leguminosas (*Trifolium montanum, T. pratense, T. repens, Lotus corniculatus*) y una amplia cohorte de plantas de otras familias (como *Galium verum, Achillea millefolium,* etc). Ambos tipos de pasto (*Nardion* y *Bromion*) llegan a formar intricandos mosaicos en la misma cota, orientación y pendiente de la ladera. Algunos estudios mantienen que el pastoreo intenso evita la proliferación del cervunal [2] mientras que otros consideran que lo expande, especialmente si domina el ganadeo ovino frente al vacuno [3]. En cualquier caso, es ampliamente aceptado que la distribución general de estos pastos guarda una estrecha relación con variaciones en algunas propiedades del suelo todavía no bien establecidas.

El objetivo de este estudio trata de analizar qué propiedades químicas distinguen los suelos bajo pastos de *Nardion* y *Bromion*, con el fin de interpretar su distribución espacial y su dinámica e interpretar el efecto del pastoreo en su composición florística.

Material y métodos

La zona de estudio se localiza en la Estiva (Pirineo Central), zona con clima continental y un máximo de lluvia estival (PAM: 1300 mm/año y TAM: 7ºC), situada en el piso subalpino (en concreto, se muestrearon seis puntos entre 1700 y 1900 msnm). Los suelos se desarrollan sobre sedimentos eocenos (margas, calizas y lutitas grises de Millaris y Metils del Ilerdiense medio, Eoceno). Se analizaron las propiedades químicas básicas del suelo siguiendo la metodología habitual [4]. Se han muestreado dos profundidades de suelo (0-5 cm y 5-10 cm) para cada pasto, de forma pareada (Fig. 1).

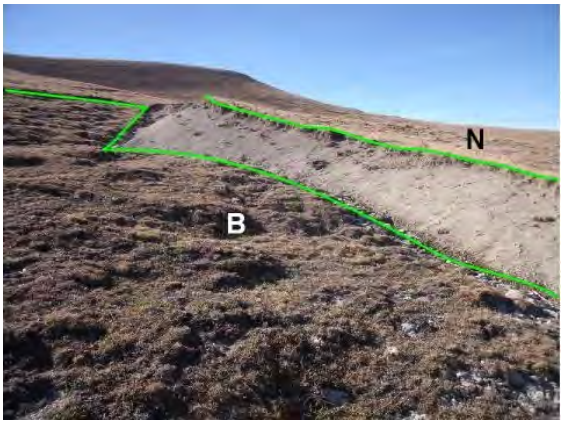


Fig. 1 – Mosaico de *Bromion*, en primer término (B) y *Nardion*, al fondo (N), en La Estiva (Pirineo Central), dispuestos en sendos glacis.

Para comparar si existen diferencias estadísticamente significativas en las propiedades edáficas entre cada pasto se ha usado el test t-Student, para cada profundidad de suelo muestreada. Además, se han obtenido los coeficientes de correlación de Sperman entre propiedades para cada comunidad vegetal.

Resultados y discusión

En ambas profundidades de suelo, el *Nardion* muestra una reacción significativamente más ácida tanto en el pH actual como en el pH potencial ($p < 0,01$), una menor saturación de bases de cambio

(p<0,01) y un menor contenido en calcio asimilable (p<0,05) que el *Bromion* (Tabla 1).

Tabla 1 – Propiedades químicas del suelo bajo Nardion y Bromion, a dos profundidades. P (paired t test): ** <0,01; *<0,05

Parámetro	Espesor (cm)	Comunidad vegetal		P (t):
		Nardion	*Bromion*	
C oxidable (g/kg)	0-5	91,1	68,7	
	5-10	48,8	39,3	
N total (g/kg)	0-5	7,00	6,22	
	5-10	4,69	4,15	
Relación C/N	0-5	13,0	10,8	*
	5-10	10,4	9,3	*
CIC (cmol/kg)	0-5	26,3	24,2	
	5-10	19,5	17,6	
CE 1:5 (µS/cm)	0-5	190	159	
	5-10	96	104	
pH 1:2,5 (H_2O)	0-5	5,1	6,2	**
	5-10	5,2	6,4	**
pH 1:2,5 (KCl)	0-5	4,4	5,6	**
	5-10	4,3	5,8	**
Ca^{2+} camb. (cmol/kg)	0-5	5,92	10,72	*
	5-10	3,98	9,27	*
Mg^{2+} camb. (cmol/kg)	0-5	1,338	0,503	*
	5-10	0,853	0,322	*
K^+ camb. (cmol/kg)	0-5	0,370	0,340	
	5-10	0,188	0,155	
Na^+ camb. (cmol/kg)	0-5	0,027	0,040	*
	5-10	0,027	0,033	
Relación Ca/Mg	0-5	4,6	24,3	**
	5-10	4,8	35,2	**
Saturación de bases (%)	0-5	29,9	48,2	**
	5-10	27,8	55,9	**

La mayor acidez en suelos de *Nardion* puede estar relacionada con varios procesos: 1) un mayor lavado de los cationes básicos del complejo de cambio, al tratarse de suelos más viejos y 2) mayor aporte de protones procedentes de la disociación del ácido carbónico, originado a su vez por la reacción del agua con el dióxido de carbono proveniente de la respiración radicular y edáfica, así como de la descomposición de la materia orgánica del suelo [7]. En cambio, el contenido en magnesio asimilable o cambiable es mayor en suelos de *Nardion* que bajo *Bromion*. Ello genera que la relación Ca/Mg sea 6 veces mayor en el *Bromion* que en *Nardion*, lo que puede relacionarse con diferencias en la edad del suelo, la movilidad de los cationes en el suelo o a diferentes tasas de absorción por parte de la vegetación que, a su vez, puede influir en sus contenidos en planta [6].

Se ha encontrado una correlación positiva de las principales bases de cambio con el contenido en materia orgánica, en especial con el potasio (Tabla 2). Ello pone de manifiesto que el potasio disponible para las plantas en el suelo proviene fundamentalmente de la mineralización de la materia orgánica. A su vez, la vegetación tiene un papel fundamental en la distribución del potasio en suelos de pastos alpinos [7].

Tabla 2 – Coeficientes de correlación entre C orgánico e iones en solución (CE) y cambiables (** <0,01; *<0,05).

Parámetro	Comunidad vegetal	
	Nardion	*Bromion*
CE 1:5	0,564*	0,493
Ca^{2+} cambiable	0,262	0,717**
Mg^{2+} cambiable	0,576*	0,627*
K^+ cambiable	0,921**	0,912**
Na^+ cambiable	0,071	0,304
Suma de bases	0,392	0,769**

En trabajos previos se ha mostrado cómo *Nardion* crece sobre suelos (en 0-20 cm de espesor) más ácidos que *Bromion*, como en Cuello Arenas (Ripalés) y en Aísa [8]. No se detectan carbonatos en los horizontes superficiales del suelo, si bien pueden presentarse en el material parental [9]. La saturación de bases es inferior al 30% en los suelos de *Nardion* y asciende al 50% en *Bromion*. Este parámetro tiene trascendencia en la diferenciación de horizontes úmbricos y móllicos y, por tanto, en la clasificación de suelos. En este sentido, es frecuente identificar Umbrisols bajo *Nardion* y Phaeozems bajo *Bromion* [9]. Los iones en solución (CE) no presentan diferencias significativas entre pastos. La CE se correlaciona positivamente con la suma de cationes asimilables, tanto en *Nardion* (r=0,803; p<0,01) como en *Bromion* (r=0,775; p<0,01), demostrando la relación existente entre iones solubles e intercambiables. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de estas muestras superficiales (0-5 y 5-10 cm) de suelos depende fundamentalmente de la materia orgánica (Fig. 2), teniendo la arcilla un papel secundario [8].

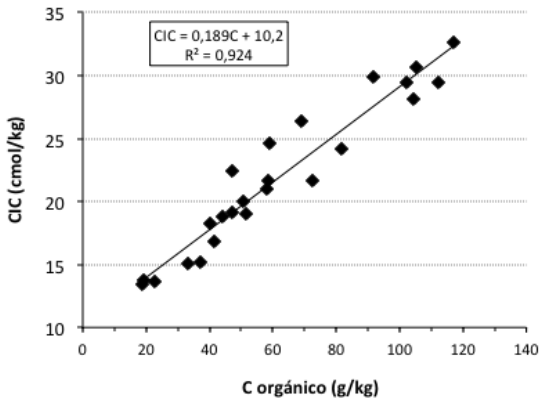


Fig. 2 – Relación lineal entre C orgánico y CIC.

El contenido en materia orgánica, aunque algo más elevado en *Nardio*n que en *Bromion*, no muestra diferencias significativas entre los suelos de ambos pastos, lo que evidencia que la cantidad neta de residuos orgánicos aportados al suelo debe ser similar [10]. En cambio, la relación C/N es mayor ($p<0,05$) en el *Nardion* que en el *Bromion*, lo que puede relacionarse con la composición florística de cada comunidad vegetal (que aporta restos vegetales de diferente calidad) o a las mayores limitaciones que la actividad biológica puede tener en el suelo más ácido de *Nardion*, más lavado, por su mayor vejez y estabilidad que el suelo de *Bromion*.

Conclusiones

Los resultados indican que los cervunales (*Nardion*) crecen sobre suelos más ácidos, más fuertemente desaturados en bases de cambio, y especialmente más pobres en calcio asimilable (pero más ricos en magnesio) que los pastos de *Bromion*. En el futuro es necesario determinar qué causa esa diferencia en la relación Ca/Mg y cómo influye en el pasto. Además de estas propiedades químicas, deberá valorarse el papel de las propiedades físicas (espesor de suelo, reserva hídrica, etc) sobre la distribución espacial de ambas comunidades vegetales, así como de otras variables geomorfológicas y de manejo.

Agradecimientos

Este estudio es parte de los resultados del Proyecto CGL2016-76620-R, subvencionado por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. A. Girona-García es beneficiario de un contrato predoctoral FPI (BES-2014-068072).

Referencias bibliográficas

[1] Gómez, D, Aspectos ecológicos de los pastos, pp. 61-73. En: Fillat, F., García-González, R., Gómez, D., Reiné, R. 2008. Pastos del Pirineo Ed. CSIC. Madrid.

[2] Montserrat, P. 1968. Los pastos pirenaicos y su importancia económica. Pirineos, 87-90. Actas V Congr. Intern. Est. Pir., 4: 133–152. Jaca.

[3] Holland, JP, Waterhouse, A, Robertson, D, Pollock ML. 2008. Effect of different grazing management systems on the herbage mass and pasture height of a Nardus stricta grassland in western Scotland, United Kingdom Grass and Forage Science, 63, 48–59.

[4] Badía, D, Martí, C. 2017. Caracterización de suelos: métodos e interpretación de resultados Reprografía EPS Huesca. Universidad de Zaragoza.

[5] Ji, CJ, Yang, YH, Han WX, He YF, Smith, J, Smith, P. 2014. Climatic and edaphic controls on soil pH in alpine grasslands on the Tibetan Plateau, China: A quantitative analysis. Pedosphere, 24(1): 39–44.

[6] Halstead, RL, MacLean, AJ, Nielsen, KF, 1958. Ca:Mg ratios in soil and the yield and composition of alfalfa**.** Canadian Journal of Soil Science, 38:85-93.

[7] Tian L, Zhao, L, Wu, X, Fang, H, Zhao, Y, Yue, G, Liu, G, Chen, H. 2014. Vertical patterns and controls of soil nutrients in alpine grassland: Implications for nutrient uptake. Science of the Total Environment 607–608: 855–864.

[8] Badía, D, Lalueza, B, Vadillo, L, Martí, C, García-González, R. 2002a. Caracterización edáfica de cinco comunidades pascícolas en los puertos de Aísa y Ordesa (Pirineo Central). Edafología, 9: 11-22

[9] Badía, D, García-González, R, Martí, C. 2002b. Clasificación de suelos en pastos de Aísa y Ordesa (Pirineo Central). Edafología, 9: 11-22.

[10] Abdalla, M, Hastings, A, Chadwick, DR, Jones, DL, Evans, CD, Jones, MB, Rees, RM, Smith, P. 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbón storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. Agriculture, Ecosystems and Environment 253: 62–81.

Estimación del crecimiento bacteriano en suelos con distinto pH: optimización del tiempo de incubación

Bacterial growth estimation in soils with different pH: optimization of incubation time

Campillo-Cora, Claudia[1], Alonso-Vega, Flora[1], Nóvoa-Muñoz, Juan Carlos[1], Fernández-Calviño, David[1*]

[1] Área de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Ciencias. Universidade de Vigo. As Lagoas 1, 32004 Ourense. Galiza
*davidfc@uvigo.es

Resumen

Se estudió el efecto del pH del suelo sobre el tiempo de retardo del crecimiento bacteriano mediante el método de incorporación de leucina. Para ello se seleccionaron 4 suelos con valores de pH en agua comprendidos entre 3.8 y 7.8 y se determinó el crecimiento bacteriano para distintos tiempos de incubación (2-24 horas). Los resultados obtenidos mostraron que el tiempo de retardo, es decir el tiempo durante el que la velocidad de crecimiento bacteriano permanece constante, varía en función del pH del suelo. Se observó que el tiempo de retardo aumenta a medida que disminuye el pH del suelo y por lo tanto se podrían utilizar tiempos de incubación de hasta 10 horas en suelos fuertemente ácidos para aumentar la sensibilidad del método de incorporación de leucina en este tipo de suelos.

Palabras clave: incorporación de leucina, tiempo de retardo, pH del suelo, comunidades bacterianas, tiempo de incubación.

Abstract

It was evaluated the pH effect on the bacterial growth lag-time determined via leucine incorporation method. Four soils with pH values measured in water ranging from 3.8 and 7.8 were selected and the bacterial growth at different incubation times (2-24 hours) was evaluated. The results showed that lag-time, i.e. the lenght of constant bacterial growth rate, changes according to soil pH. The lag-time increased as the soil pH decreased and thus longer incubation times (up to 10 hours) could be applied in strongly acid soils in order to increase the leucine incorpotation method sensivity in this type of soils.

Keywords: leucine incorporation, lag-time, soil pH, bacterial communities, incubation time

Introducción

Al controlar la descomposición de la materia orgánica o el reciclaje de nutrientes [1], los microorganismos del suelo influyen de forma muy importante en las funciones del suelo y en los servicios ecosistémicos Por ello, el estudio de la actividad microbiana en los suelos es de gran relevancia, especialmente de hongos y bacterias. El método de incorporación de leucina [2], además de ser uno de los más sensibles para la estimación de la actividad de las bacterias en el suelo, es de corta duración y permite el manejo de un gran número de muestras a un coste reducido. Se ha utilizado para estudiar los efectos que ejercen la temperatura, humedad, pH, distintos sustratos, sustancias toxicas, etc. sobre las comunidades bacterianas [3]; sin embargo, no está exento de problemas técnicos. Uno de ellos es su baja sensibilidad si se utiliza en suelos fuertemente ácidos [4], ya que la baja actividad bacteriana que presentan influye en que los resultados obtenidos se aproximen a los límites de detección del método. El método de incorporación de leucina descrito por Bååth et al. [2] incluye una incubación durante dos horas de las comunidades bacterianas con la leucina. Para aumentar la sensibilidad del método, ese tiempo de incubación podría incrementarse. Sin embargo, esta posible ampliación está limitada por la duración del periodo de retardo (TR), durante el cual la velocidad media de crecimiento bacteriano permanece constante justo antes de que tenga lugar el crecimiento exponencial. La duración de este periodo se estableció en 4 horas utilizando timidina en lugar de leucina en comunidades bacterianas extraídas de un suelo franco arenoso de pH en agua 7.8 y 4.4% de materia orgánica [5]. Debido a que el desarrollo de las comunidades bacterianas varía ampliamente en función del pH [6], es posible que la duración del periodo de retardo sea distinta para suelos con distinto pH. La hipótesis es que el tiempo del periodo de retardo aumentará a medida que el pH del suelo sea más ácido; permitiendo así incrementar el tiempo de incubación en suelos ácidos y por lo tanto la sensibilidad del método de incorporación de leucina en este tipo de suelos. El objetivo del presente trabajo fue determinar el tiempo de retardo del crecimiento bacteriano en suspensiones extraídas de suelos con distinto pH para evaluar si esta variable (tiempo de retardo) depende o no del pH del suelo.

Material y métodos

Suelos utilizados

Para realizar el presente trabajo se emplearon muestras secas de 4 suelos con pH en agua entre 3.8 y 7.8 (Tabla 1). Antes de iniciar los experimentos, los suelos fueron rehumedecidos hasta alcanzar el 60% de la capacidad de campo y posteriormente incubados en oscuridad durante 14 días a temperatura constante (22ºC) para reactivar la actividad microbiana [7].

Tabla 1 – Características generales de los suelos

Suelo	pH	MO (%)	Litología
1	3.8	24	Granito
2	4.8	19	Esquisto
3	6.0	18	Caliza
4	7.8	16	Caliza

Diseño experimental

Para la determinación del crecimiento bacteriano, se extrajeron las bacterias del suelo siguiendo el método descrito por Bååth et al. [5], pero utilizando una disolución tampón (MES 20 mM, pH 6) en lugar de agua. A continuación se procedió a la determinación del crecimiento bacteriano en cada suelo utilizando la técnica de incorporación de leucina marcada con tritio (^{3}H) [2], variando el tiempo de incubación de las comunidades bacterianas con la leucina entre 2 y 24 horas (2, 4, 6, 8, 10, 12, 16, 20 y 24). Se realizaron 3 réplicas por tratamiento.

Resultados y discusión

En la Figura 1 se representa la evolución del crecimiento bacteriano en función del tiempo de incubación en suelos con

distinto pH. En general, y al igual que lo observado en trabajos previos [4, 6], cuanto mayor es el pH del suelo mayor es el crecimiento de las comunidades bacterianas. Se observa además que durante las primeras horas de incubación la relación tiempo-crecimiento bacteriano es lineal y para tiempos de incubación mayores la relación es exponencial. Estas dos etapas representadas en la Figura 1 sugieren que existen dos fases de crecimiento: una con velocidad constante e independiente del tiempo de incubación y otra donde la velocidad de crecimiento bacteriano aumenta de forma exponencial con el tiempo de incubación. En el caso del suelo de pH 7.8 se observa además una tercera fase en la que la velocidad de crecimiento bacteriano se ralentiza o incluso se detiene y se atribuye a un agotamiento del sustrato añadido [5]. Para discernir la duración del tiempo de retardo es necesario determinar el momento en que se pasa de crecimiento lineal a crecimiento exponencial, y para ello se representaron las velocidades medias de crecimiento bacteriano en función del tiempo (Figura 2).

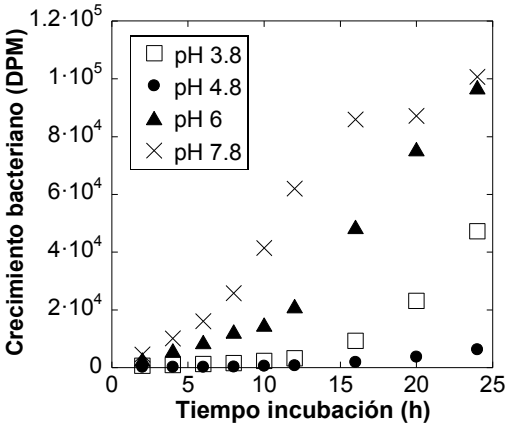


Fig. 1 – Curvas de crecimiento bacteriano en función del tiempo de incubación en suelos con distinto pH. DPM: desintegraciones por minuto.

En general, e independientemente del pH del suelo, existe un periodo inicial durante el que la velocidad media de crecimiento bacteriano permanece más o menos constante (Figura 2) y pasado ese tiempo, la velocidad aumenta.

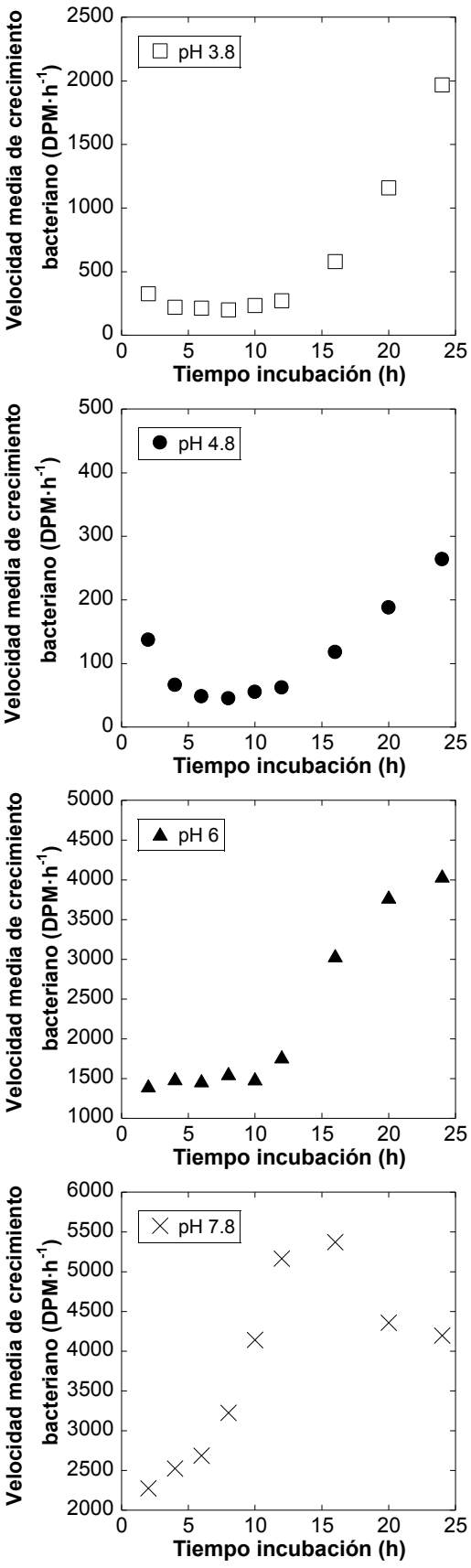


Fig. 2 – Velocidad media del crecimiento bacteriano en función del tiempo de incubación en suelos con distinto pH.

En el caso del suelo de pH 7.8, la velocidad media de crecimiento disminuye en las muestras con mayor tiempo de incubación por el motivo anteriormente expuesto [5]. A partir de los datos de la Figura 2 y mediante métodos iterativos se calculó la duración del tiempo de retardo para los distintos suelos (Tabla 2). El valor determinado de TR para el suelo de pH 7.8 (5.9 h) es similar al encontrado previamente por Bååth et al. [5] (4 horas) en un suelo con el mismo pH.

Tabla 2 – Tiempo (h) de retardo (TR) calculado para los distintos suelos estudiados

Suelo	TR
1	12.5
2	11.9
3	9.6
4	5.9

Se observa además que a medida que disminuye el pH del suelo el tiempo de retardo aumenta, existendo una relación lineal entre estas dos variables (Figura 3). Estos resultados resultan de gran utilidad para mejorar la sensibilidad del método de incorporación de leucina [2] en suelos ácidos ya que es posible aumentar hasta 12 horas (TR estimado, tabla 2), las 2 horas de tiempo de incubación recomendadas en el trabajo de Bååth et al. [2]

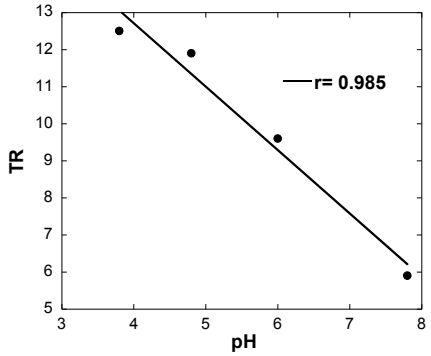


Fig. 2 – Relación entre el tiempo de retardo del crecimiento bacteriano y el pH del suelo.

Por tanto, con el objetivo de mejorar la sensibilidad del método de determinación de crecimiento bacteriano en suelos de pH fuertemente ácido, es recomendable utilizar tiempos de incubación de hasta 10 horas. Esta diferencia de dos horas con respecto a los resultados experimentales se recomienda como medida garantista para evitar posibles errores atribuidos a desviaciones con respecto a valores medios.

Conclusiones

El tiempo de retardo del crecimiento bacteriano estimado mediante el método de incorporación de leucina aumenta a medida que disminuye el pH del suelo. Esto permite incrementar el tiempo de incubación en suelos de pH fuertemente ácido hasta 10 horas, lo que puede contribuír a mejorar la sensibilidad del método en este tipo de suelos.

Agradecimentos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad a través del proyecto CTM2015-73422-JIN. David Fernández Calviño posee un contrato Ramón y Cajal (RYC-2016-20411) financiado por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad.

Referencias bibliográficas

[1] Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, MT., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G. 2003. Microbial diversity and soil functions. EUR J SOIL SCI. 54: 655-670.

[2] Bååth, E., Pettersson, M., Söderberg, KH. 2001. Adaptation of a rapid and economical microcentrifugation method to measure thymidine and leucine incorporation by soil bacteria. SOIL BIOL BIOCHEM. 33: 1571-1574.

[3] Rousk, J., Bååth, E. 2011. Growth of saprotrophic fungi and bacteria in soil. FEMS MICROBIOL ECOL. 78: 17-30.

[4] Rousk, J., Brookes, PC., Bååth, E. 2009. Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggests functional redundancy in carbon mineralization. APPL ENVIRON MICROBIOL. 75: 1589-1596.

[5] Bååth, E. 1992. Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. SOIL BIOL BIOCHEM. 24: 1167-1172.

[6] Bárcenas-Moreno, G., Bååth, E., Rousk, J. 2016. Functional implications of the pH-trait distribution of the microbial community in a re-inoculation experiment across a pH gradient. SOIL BIOL BIOCHEM. 93: 69-78.

[7] Meisner, A., Bååth, E., Rousk, J. 2013. Microbial growth responses upon rewetting soil dried for four days or one year. SOIL BIOL BIOCHEM. 66: 188-192.

Residuos orgánicos, materia orgánica edáfica, sustancias húmicas y agricultura ecológica: Detectando confusiones

Organic wastes, soil organic matter, humic substances and ecological agriculture: Detecting confusions

Juan F. GALLARDO[1]

[1] Jubilado C.S.I.C., IRNASa, Cordel de Merinas 40, Salamanca 37080 (España). juanf.gallardo@gmail.com.

Resumen

De las experiencias derivadas de impartir posgrados en diferentes universidades iberoamericanas he podido detectar los principales errores y confusiones que se suelen escuchar cuando se habla de materia orgánica del suelo. Existen abundantes confusiones sobre hojarasca o mantillo, compostas, vermicompostas, residuos orgánicos, cultivos orgánicos, *etc*. en relación con las sustancias húmicas edáficas, incluyendo también el uso de algunos parámetros de suelo como índice de calidad de suelos, materia orgánica del suelo o, mismamente, suelos o medio ambiente. En esta comunicación se intentan aclarar tales conceptos y términos, sirviendo como introducción al contenido del libro "*Materia Orgánica del Suelo*" publicado en tres países (Argentina, México y España).

Palabras clave o Palabras clave: *Humus*, Compostas, Hojarasca, Vermicompostas, Indices de calidad edáfica, Humificación.

Abstract

From experiences as postgraduate teacher in different Latin-America Universities, I describe the main errors and confusions usually listen when people speak on soil organic matter. There are confusions with standing litters, with composts, with vermis-composts, with organic crop residues, with organic agriculture, *etc*., in relation to humic substances; also including the use of some soil parameters as quality index of soil organic matter, soils or environment. This communication tries to clarify the concepts and terms before indicated, acting as an introduction to the content of the book '*Soil Organic Matter*', published in three countries (Argentina, Mexico and Spain).

Keywords: *Humus*, compost, stand litter, vermiscomposts, soil quality indexes, humification process.

Introducción

Cualquier profesor que tenga experiencia en Cursos sobre la materia orgánica del suelo (MOS) en diferentes países comprueba que hay realmente un conocimiento limitado sobre esta materia; es decir, existen ideas equivocadas, no ocultándose que algunas suelen propalarse por intereses comerciales. Esta exposición pretende clarificar precisamente conceptos dentro del amplio tema que significa la onda de lo "orgánico" o "ecológico".

Consideraciones preliminares

Antes de proseguir hay que entender qué significa "orgánico". Orgánico es un concepto químico que se relaciona con la Química del carbono (C) polienlazado (quedan consecuentemente excluidos los carbonatos, esto es, formas óxidadas de C); también se relaciona con la Bioquímica si forma parte constituyente de un organismo vivo. Por tanto, todo organismo animal o vegetal es orgánico porque siempre el C es su elemento constituyente por esencia; si la Agronomía o Agricultura son Ciencias relacionadas con la producción vegetal (o animal, en su caso) se puede deducir que es imposible que exista una agricultura que no sea orgánica. Hablar de "agricultura orgánica" es, pues, una redundancia.

Residuos orgánicos (RROO) y materia orgánica del suelo (MOS)

Los residuos orgánicos (RROO) no deben confundirse con la MOS. Los RROO pueden provenir de cualquier material orgánico (sea de origen animal o vegetal y/o sus residuos) y no forman parte del suelo; es más, los RROO tienden a depositarse sobre el suelo formando la capa de hojarasca o mantillo. Un depósito natural permanente de RROO se denomina "turba" (fase acuática) o "anmoor" (fase semiacuática), englobándose dentro de los *Histosoles* (es más bien un material geológico que material edáfico, dado que no hay actividad microbiana o es muy reducida).

Al mezclarse artificialmente los RROO y MOS con las labores agrícolas, introduciéndose en el suelo se humifican; esto es, se integran al suelo como sustancias húmicas (SSHH) neoformadas.

Los RROO son, por tanto, más o menos biodegradables (por lo general de manera exponencial), evaluándose mediante la "constante de mineralización primaria". Gracias a esta mineralización (pérdida de masa) se liberan bioelementos y en ello se basa la sustitución de fertilizantes inorgánicos (agricultura "orgánica").

Manejos de residuos orgánicos (abonos orgánicos) o fertilizantes inorgánicos (mal llamados "químicos")

Se deduce que si no se desean utilizar fertilizantes inorgánicos se deben manejar los RROO más que la MOS.

El mantillo u hojarasca tiene una degradación abruptamente discontinua, por lo que el suministro de nutrientes al suelo no es continuo en el tiempo, dependiendo de la temperatura y la lluvia (o riego, que se comportan como un vector transportador).

Por ello la tendencia de los manejos edáficos actuales es a conservar los RROO, incluso su creación (lo que se llama en inglés '*mulching*' (rastrojo permanente), equivalente en castellano a rastrojera o acolchado). La permanencia del rastrojo se recomienda en lugares semiáridos como protector del suelo frente a la erosión (ya eólica, ora hídrica).

Nunca deben indicarse los fertilizantes inorgánicos como "químicos". Como se dijo precedentemente, todo es Química, ya sea Química Orgánica (o del C) ora Inorgánica. Los fertilizantes químicos comprenden tanto los fertilizantes inorgánicos como los abonos orgánicos.

Suelo y materia orgánica edáfica

Bajo la hojarasca o mantillo se encuentra el suelo; esto es, son dos compartimentos distintos que funcionan separadamente. Por tanto, los muestreos de suelo y hojarasca deben tomarse y analizarse por separado.

Un compartimento esencial del suelo es el de la MOS. La gran diferencia entre los RROO y la MOS es que, además de pertenecer a compartimentos distintos, la MOS es prácticamente bioestable (recalcitrante); esto es, resiste la mineralización (por tanto, la constante de mineralización llamada "secundaria" es bajísima). La MOS es tanto más bioestable cuanto más SSHH contenga, esto es, se encuentre más humificada.

La humificación

La intensidad de humificación depende obviamente de las condiciones climáticas y edáficas, por lo que cada tipo de suelo tiene un "*humus*" característico. Otro error muy común es considerar que un suelo es mejor cuanto más "ácidos húmicos" (AH; SSHH extraíbles por reactivos alcalinos) posea. Ello tampoco es cierto, porque cuanto más intensamente humificada se encuentre la MOS es más difícilmente extraíble, por lo que un signo de calidad de humificación es un bajo rendimiento de extracción de AH (es lo que ocurre en los suelos de praderas, sean llamados de *Pampa*, Pradera o *Chernozems*). Por el contrario, un índice de mala humificación es un nivel de extracción de MOS alto (fácil incluso con ácidos diluidos, abundando los ácidos fúlvicos, como sucede en suelos ácidos y volcánicos). Es decir, insolubilización y bioestabilidad son consustanciales al proceso de humificación. Además, la presencia de arcillas, que actúan a la vez como adsorbentes de metabolitos y catalizadores, y/o la neutralidad del medio potencia el proceso de humificación. En resumen, cuanto más alto sea el porcentaje de SSHH que posea la MOS ésta es más bioestable, por lo que su mineralización será más reducida. Como se indicaba anteriormente, mientras que los residuos pueden mineralizarse en un 50 % al cabo de un año, la MOS (regularmente humificada) se mineraliza anualmente (a efectos comparativos) del orden del 0,0005 % (como mucho); háganse cálculos.

La bioestabilidad del *humus* hace que la MOS sea inútil a efectos de liberación de nutrientes (otro error es pensar que las SSHH se comportan como los RROO). Es decir, el error estriba en considerar que un suelo rico en MOS, al poseer altos contenidos en nitrógeno (N) y fósforo (P), debiera liberar nutrientes; es cierto que los tiene como reserva fisicoquímica, pero (debido a la bioestabilidad del *humus*) no puede liberar los integados como SSHH; y, para agravar las cosas, cuanto mejor (más humificada) sea la MOS, menos nutrientes se van a liberar. No significa que la MOS sea inútil, sino que tiene otras funciones; las dos más destacables, en orden de importancia, son la decisiva influencia que posee sobre las propiedades físicas (un índice indirecto de calidad de la MOS es, por ejemplo, la densidad aparente) y las propiedades fisicoquímicas (otro índice indirecto de calidad de la MOS es la capacidad de intercambio catiónico, CIC); mientras que las primeras (físicas) aseguran una gran resistencia del suelo frente a la erosión, las segundas (CIC) permiten la retención en el suelo de los bioelementos que entren en el suelo de manera natural o bien mediante la fertilización; en este caso la MOS no suministra nutrientes por sí misma, sino que libera los que previamente ha adsorbido (en proceso reversible).

La relación C/N

Un índice de calidad de la MOS es la relación C/N. Otro error es considerar que una baja relación C/N significa alto suministro de N; en este caso se está confundiendo potencialidad (contenido del depósito) y suministro real (flujo). Lo que se está indicando es que una baja razón C/N indica que existe alta carga microbiana en relación con la energía disponible (fuente carbonada). Si se activara (añadiendo una rica fuente carbonada para que se libere el N retenido) se puede promover una contaminación aguda de nitratos tras la explosión microbiana producida; esto es, se contamina. Consecuentemente el conocimiento de la relación C/N, tanto de los RROO como de la MOS, es fundamental a la hora de efectuar un buen manejo agrícola, máxime en el caso que se quieran utilizar los RROO como única fuente de nutrientes (agricultura, mal llamada, "orgánica").

Composts y *humus*

Por tanto, las SSHH son productos específicamente edáficos (como lo son las arcillas) y no se pueden producir en otros medios. No existe una fórmula para la molécula húmica, por lo que tampoco se puede sintetizar. A este respecto otro error común derivado de intereses mercantilistas es la creencia de poder "fabricarse" *humus* mediante compostaje o usando lombrices (se vende "humus de lombriz" incluso en Universidades). Los RROO se pueden degradar dejando un residuo (del orden del 50 % de la cantidad inicial) concentrado en sustancias recalcitrantes (más bioestables) más oscuras, denominadas estiércol o, más recientemente, "*composts*", lo cual tiene doble ventaja: Se reduce el volumen de RROO y baja relación C/N (se concentra en N), por lo que puede ser asimilado fácilmente por la microflora edáfica si se entierra, transformándose fácilmente en SSHH. Por tanto, se debe utilizar la palabra *humus* sólo para productos que proceden del suelo. Es excepción el *humus* de "Leonardita" (o lignitos, sedimentos orgánicos que ha sufrido temperaturas y/o presiones altas).

Aún siendo las SSHH incomparable mejoradores de la estructura edáfica y potentes adsorbentes de nutrientes (usualmente no los lleva adsorbidos, habría que añadírselos), es frecuente leer que con unos cuantos gramos de productos mágicos comerciales de "*humus*" o '*black carbon*" (carbonilla) añadidos a una planta hacen milagros; obviamente si realmente fueran SSHH se suponen inertes, aunque pueden llevar adsorbidas desde hormonas de crecimiento hasta micronutrientes que, al tener efectos positivos, explican las respuestas obtenidas; son efectos de las sustancias que portan las SSHH.

Para incrementar tan sólo un 0,3 % el contenido de COS (0,5 % MOS), suponiendo una densidad aparente edáfica de 1,2 y profundidad de raíces de -25 cm, habría que añadir unas 15 toneladas de SSHH por ha. Por tanto: ¿Qué efecto puede tener añadir unos cuantos g de SSHH? Incluso añadir 100 g humus m^{-2} (1,0 Mg humus ha^{-1}) sería ya carísimo: Errores intencionados e interesados.

Cuando se añaden RROO (usualmente sin compostar o poco compostados) usualmente se utilizan "coeficientes isohúmicos" (CI). En el ejemplo anterior si se quisiera aumentar un 0,3 % el contenido de COS (suponiendo un CI del 0,75 y una humedad del 30 %) se necesitarían unas 30 ton de RROO bien estercolados (o compostados). La única ventaja que tiene el añadir RROO verdes (con bajo CI) sería, sin embargo, que al mineralizarse más se liberarían más bioelementos (si los tienen, claro, lo que habría que asegurarse).

Por ello la llamada agricultura 'ecológica' se basa en añadir cantidades muy altas de RROO parcialmente compostados, para suplir las demandas de la producción (sin ayuda de fertilizantes inorgánicos). Pero no nos confundamos con este tipo de agricultura: Dada la gran demanda de RROO de calidad que genera sólo puede realizarse en pequeñas superficies; pensar que la alimentación humana futura puede llegar a basarse en este manejo agrícola no deja de ser otro error, dado que sólo puede ser accesible para un sector poblacional de amplios recursos; esto es, es forzosamente minoritaria y socialmente restrictiva.

Conclusiones

Todas estas confusiones se evitarían consultando la bibliografía científica pertinente, evitando las de los panfletos al uso, queriendo señalar aquí una de las últimas [1] (prologada por el Dr. G. Almendros). En todo caso se deben consultar las etiquetas de la composición del producto "húmico" que se fuera a adquirir, rechazándose si no la tuviera.

Referencias bibliográficas

[1] Gallardo, JF. 2016. *Materia Orgánica del Suelo*: . Salamanca (España), S.i.F.y Q.A.

Efectos de las quemas prescritas de matorral para la recuperación de pastos sobre las propiedades del suelo en el Pirineo Central

Effects of prescribed fire for pasture reclamation on soil properties in shrublands of the Central Pyrenees (NE-Spain)

Girona-García, Antonio[1*]; Badía-Villas, David[1]; Ortiz-Perpiñá, Oriol[1]; Martí, Clara[1]; Mora, Juan Luis[2]

[1] Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Escuela Politécnica Superior de Huesca, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Universidad de Zaragoza. Ctra. Cuarte s/n. 22071, Huesca, España. *agirona@unizar.es

[2] Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, Facultad de Veterinaria, Instituto de Investigación en Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Universidad de Zaragoza. C/ Miguel Servet 177. 50013, Zaragoza, España.

Resumen

Las actuales quemas prescritas en el Pirineo Central tratan de frenar la creciente matorralización de los pastos. Sin embargo, el impacto de dicha práctica sobre el suelo es poco conocido. Nuestro trabajo analiza el efecto inmediato de las quemas prescritas de *Echinospartum horridum* sobre la materia orgánica y actividad biológica del suelo. El estudio se desarrolló en tres localidades del Pirineo Central sujetas a quemas prescritas. El suelo se muestreó por triplicado a 0-1, 1-2 y 2-3 centímetros de profundidad antes e inmediatamente después de cada quema. Se analizó el carbono orgánico total (COT), el nitrógeno total (NT), el carbono microbiano (Cmic), la respiración edáfica basal (RS) y la actividad β-D-glucosidasa. En dos de las zonas no se detectaron efectos inmediatos del fuego sobre el suelo. Sin embargo, en la tercera disminuyó el COT (-52%), el NT (-44%), el Cmic (-57%), la RS (-72%) y la β-D-glucosidasa (-66%) a 0-1 centímetro, así como la RS (-45%) a 1-2 centímetros de profundidad. Nuestros resultados sugieren que: 1) el efecto de las quemas es variable según su intensidad y duración, 2) el efecto se limita al 1er ó 2^{o} centímetro de suelo, donde puede ser significativo.

Palabras clave: Fuego prescrito, matorralización, materia orgánica del suelo, actividad biológica del suelo.

Abstract

Prescribed burning is used in the Central Pyrenees (NE-Spain) to stop the regression of grasslands in favour of shrublands. Nevertheless, the effect of this practice on soil properties is uncertain. We aimed to analyse the immediate effects of these burnings on soil organic matter and biological properties. Soil sampling was carried out in three autumnal prescribed fires performed in the Central Pyrenees. Topsoil was sampled at 0-1 cm, 1-2 cm and 2-3 cm depth in triplicate just before and ~1 hour after burning for each site. We analysed soil total organic C (TOC), total nitrogen (TN), microbial biomass C (Cmic), basal soil respiration (SR) and β-D-glucosidase activity. The immediate effects of fire on soil in two of the study sites was negligible. However, in the third site, burning significantly decreased TOC (-52%), TN (-44%), Cmic (-57%), SR (-72%) and β-D-glucosidase (-66%) at 0-1 cm depth while SR was also reduced (-45%) at 1-2 cm depth. Our results suggest that fire effects: 1) depend on its intensity and duration, 2) are limited to 1 or 2 cm soil depth, where they can be significant.

Keywords: Prescribed fire, shrub encroachment, soil organic matter, soil biological activity.

Introducción

Los pastos de montaña del Pirineo Central se han mantenido, tradicionalmente, gracias a la presión ganadera [1]. Sin embargo, debido a los cambios socioeconómicos acaecidos en las últimas décadas, dicha actividad ha disminuido notablemente y, como consecuencia, los pastos pirenaicos han sufrido procesos de matorralización dominados por especies como el erizón (*Echinospartum horridum*) [2]. El erizón forma densos tapices que recubren grandes extensiones, lo que implica un alto riesgo de inflamabilidad y pérdida de biodiversidad.

Las quemas prescritas, definidas como el uso planificado del fuego para cumplir unos objetivos de gestión predeterminados [3], suponen una herramienta apta para la eliminación de matorral. Sin embargo, el fuego puede alterar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en función de su severidad [4]. La intensidad y duración del fuego viene determinada por las condiciones ambientales y, por ello, las quemas prescritas se realizan bajo condiciones favorables de humedad, temperatura y topografía, lo que debería minimizar su impacto sobre el suelo [5]. A pesar de ello, se han observado efectos contrastados de los fuegos prescritos sobre los suelos [6].

El objetivo del presente estudio consiste en determinar el efecto de las quemas prescritas de erizón en el Pirineo Central sobre la materia orgánica (MOS) y la actividad biológica del suelo.

Material y métodos

El estudio se desarrolló en tres localidades del Pirineo Central matorralizadas por erizón y sujetas a quemas prescritas en otoño, cuyas características generales quedan recogidas en la Tabla 1.

El suelo se muestreó por triplicado en cada una de las tres zonas estudiadas a 0-1, 1-2 y 2-3 cm de profundidad, inmediatamente antes y aproximadamente una hora después de la quema; todo ello retirando previamente la hojarasca y/o las cenizas.

Se analizaron las siguientes propiedades edáficas: carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), carbono microbiano (Cmic), respiración edáfica basal (RS) y la actividad enzimática β-D-glucosidasa.

Para determinar si el efecto del fuego sobre las propiedades estudiadas fue significativo, se realizaron para cada quema tests ANOVA unidireccionales, ya que la interacción entre el factor quema y profundidad era significativa.

Tabla 1 – Características generales de las zonas de estudio y quemas prescritas

Zona	Buisán	Asín de Broto	Yebra de Basa
Altitud (msnm)	1758	1650	1480
Orientación	Sur	Oeste	Sur
Pendiente media (%)	10	35	5
Precipitación media anual (mm)	1500	1120	1015
Temperatura media anual (ºC)	6	8.8	8.3
Suelos (WRB, 2014)	Cambisol éutrico	Cambisol calcárico	Cambisol léptico
Fecha quema	Nov 2015	Nov 2016	Dic 2016
Superficie quemada (ha)	3,8	7,4	7,6
Recubrimiento de erizón (%)	75	95	75
Biomasa aérea (kg/m^2)	9.24	11.7	9.24
Mantillo (kg/m^2)	1.62	2.05	1.62
Velocidad del viento (km/h)	<8	10-15	10-15
Humedad del suelo (0-1 cm, %)	147	37.0	29.0
Tipo de quema	por puntos	de cola	a favor
Temperatura máxima en superficie (ºC)	438	767	600
Velocidad quema (ha/h)	0,63	2,72	1,43

Resultados y discusión

Los suelos estudiados presentaron un alto contenido en MOS, lo que se correlacionó positivamente con una alta actividad biológica. Tanto antes como después de las quemas, los valores de las propiedades analizadas eran altos, especialmente en Buisán (Fig. 1).

En las quemas prescritas de Asín de Broto y Yebra de Basa, no se detectó ningún efecto inmediato sobre las propiedades del suelo estudiadas, ni tan siquiera en el

centímetro más superficial. Sin embargo, en la quema de Buisán, se observó una disminución significativa del COT (-52%), el NT (-44%), el Cmic (-57%), la RS (-72%) y la actividad β-D-glucosidasa (-66%) a 0-1 cm, así como una reducción de la RS (-45%) a 1-2 cm de profundidad.

Esta respuesta contrasta los efectos nulos o positivos de las quemas prescritas tradicionalmente publicados [6]. Sin embargo, son un efecto probable, ya que la combustión de la MOS puede iniciarse a temperaturas entre 200-250 ºC [7]. Por otro lado, el Cmic es una propiedad muy sensible a la temperatura, que puede verse afectada a partir de 50 ºC [8]. La reducción de RS también es un efecto común causado por el fuego, ya que incluso a bajas temperaturas puede producirse una gran mortalidad de microorganismos del suelo, sobre todo si éste está húmedo [9, 10], como es el caso de las quemas de otoño. Los incrementos de temperatura en el suelo también pueden producir la desnaturalización de las enzimas, lo que contribuye a explicar el descenso detectado en la actividad β-D-glucosidasa [11].

Los efectos contrastados observados en las tres quemas no pueden explicarse únicamente en función de las temperaturas registradas ya que éstas fueron menores en Buisán. Estos pueden deberse a las diferencias en la velocidad de propagación del fuego (Tabla 1), observando un mayor tiempo de residencia en Buisán. Como consecuencia, en dicha localidad, se calcinó parte de la hojarasca, lo que permitió una mayor transmisión de calor a la superficie del suelo. Sin embargo, en las quemas de Asín de Broto y Yebra de Basa, el fuego se propagó rápidamente, dejando el mantillo prácticamente inalterado. Además, los resultados (Fig. 2) delatan que la situación inicial en Buisán no era la misma que en las demás localidades, con valores superiores en todas las variables estudiadas. Es probable que este hecho haya contribuido también a que el efecto del fuego sea más significativo.

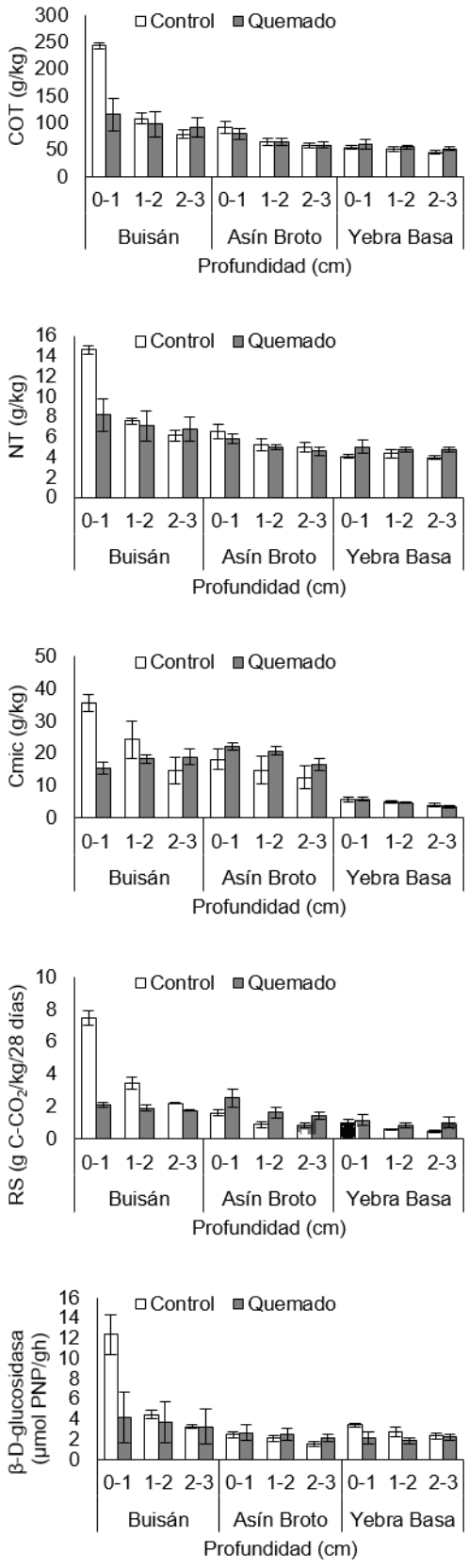


Fig. 1 – COT (Carbono Orgánico Total), NT (Nitrógeno Total), Cmic (Carbono Microbiano), RS (respiración del suelo) y actividad β-D-glucosidasa. antes y después de la quema para cada profundidad de suelo. Resultados expresados como media ± error estándar.

Conclusiones

Los resultados indican que los efectos de las quemas prescritas de matorral espinoso sobre el suelo son nulos o limitados a sus primeros centímetros superficiales. Además, nuestros resultados sugieren que las quemas de propagación lenta podrían causar notables efectos sobre las propiedades bioquímicas edáficas en dichas profundidades. De cara a evaluar la sostenibilidad de estas prácticas desde el punto de vista de la conservación del suelo, es necesario el seguimiento de la dinámica post-fuego a medio y largo plazo, así como el efecto de la recurrencia de las quemas. Todo ello ampliando el espectro de atributos edáficos que puedan ser alterados por el fuego y monitorizando su recuperación, así como la regeneración del pasto.

Agradecimientos

Este estudio es parte de los resultados del Proyecto FUEGOSOL (CGL2013-43440-R) y FUEGONEO (CGL2016-76620-R) subvencionados por el Ministerio de Economía, Industria y Competitividad. A. Girona-García es beneficiario de un contrato predoctoral FPI (BES-2014-068072). Agradecemos a Rafael de Partearroyo y Raúl Vicente (EPRIF, Huesca) el facilitarnos la participación en las quemas y a Asunción Callizo y Belén Aguado por la asistencia en laboratorio.

Referencias bibliográficas

[1] Nadal-Romero, E., Lasanta, T., Cerdà, A. 2018. Integrating extensive livestock and soil conservation policies in Mediterranean mountain areas for recovery of abandoned lands in the Central Spanish Pyrenees. A long-term research assessment. LAND DEGRAD DEVELOP. 29 (2): 263-273.

[2] Komac, B., Kefi, S., Nuche, P., Escós, J., Alados, CL. 2013. Modeling shrub encroachment in subalpine grasslands under different environmental and management scenarios. J ENVIRON MANAGE. 121: 160-169.

[3] Fernandes, PM, Davies, GM, Ascoli, D., Fernández, C., Moreira, F., Rigolot, E., Stoof, CR, Vega, JA, Molina, D. 2013. Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. FRONT ECOL ENVIRON. 11: 4-14

[4] Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. OECOLOGIA 143 (1): 1-10.

[5] Vega, JA, Fernández, C., Fonturbel, T. 2005. Throughfall, runoff and sol erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). LAND DEGRAD DEVELOP. 16: 37-51.

[6] Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., Úbeda, X. 2018. Effects of prescribed fires on soil properties: A review. SCI TOTAL ENVIRON. 613-614: 944-957.

[7] Badía, D., Martí, C. 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. ARID LAND RES MANAG. 17: 23-41.

[8] Bárcenas-Moreno, G., Bååth, R. 2009. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperaturas to simulate a range of fire intensities. SOIL BIOL BIOCHEM. 41: 2517-2526.

[9] Choromanska, U., Deluca, TH. 2002. Microbial activity and nitrogent mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. SOIL BIOL BIOCHEM. 34: 263-271.

[10] Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, GM, Torres, MP. 2009. Forest fire effects on soil microbiology. In: Cerdà, A., Robichaud, PR. (Eds.), Fire Effects on Soils and Restoration Strategies. Science Publishers, Enfield, NH, USA, pp. 133-175.

[11] Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. BIOGEOCHEMISTRY 85: 91-118.

Diversidad bacteriana en suelos de zonas contaminadas y no contaminadas de una mina de cobre

Bacterial diversity in soils from contaminated and uncontaminated areas of a copper mine

[1]*Mariela Navas*, [1]*Javier Pérez*, [2]*Mario Prieto Godoy* [2]*Alejandro Rodríguez Iglesias* [1]*Alberto Masaguer*, [1]*Ana Moliner*
[1] *Dpto. de Producción Agraria, Unidad de Edafología. ETSI Agraria, Alimentaria y de Bio-sistemas. Universidad Politécnica de Madrid. Avda. Complutense s/n 28040 Madrid. Marielajose.navas@upm.es*, [2]Centro de Biotecnología y Genómica de Planta UPM, Campus de Montegancedo, Ctra M-40, km 38, 28223 Pozuelo de Alarcón, Madrid

Resumen

Para entender la dinámica ecológica del suelo es de primordial importancia realizar un esquema de la distribución filogenética de las distintas bacterias que viven en él. Los análisis moleculares, en especial el metagenómico, puede aportar información detallada sobre la diversidad, estructura y funcionamiento de los microorganismos presentes en un suelo, información que pueden servir como base para su manejo y recuperación. El objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de las comunidades bacterianas en dos zonas de un suelo minero ubicado en la comunidad de Madrid. Los muestreos se realizaron en dos zonas de la mina identificadas como zona 1 (suelo no afectado) y zona 3 (zona de escombrera). Se realizaron análisis metagenómicos de las comunidades bacterianas presentes, con muestras de ambas zonas. Del total de secuencias bacterianas evaluadas, sólo el 1% mostró coincidencias en las bases de datos del Centro Nacional para la Información Biotecnológica (NCBI). Los resultados mostraron que el número de secuencias del dominio Bacteria es mayor en la zona 1 que en la zona 3. Aunque no se encontraron diferencias significativas entre los diferentes filos de bacterias por zona, sí se observaron diferencias en cuanto al número de especies dentro de los diferentes filos y entre las zonas de muestreo.

Palabras clave: Suelo de mina, análisis metagenómico, diversidad bacteriana

Abstract

To understand the ecological dynamics of the soil it is of paramount importance to analyse the phylogenetic distribution of the different bacteria that live in it. Molecular analyzes, especially metagenomics, can provide detailed information on the diversity, structure and functioning of microorganisms present in a soil, information that can serve as a basis for their management. The goal of this study was evaluate the diversity of bacterial communities in soil from two zones of a mine located in the community of Madrid. The study was conducted in the *Antigua Pilar* mine, located in the Southeast area of Colmenarejo, in the Northwest of the Community of Madrid. The samplings were carried out in two areas of the mine identified as zone 1 (unaffected soil) and zone 3 (zone with residues). Metagenomic analyzes of the bacterial communities present were carried out with samples from each zone. Of the total bacterial sequences evaluated, only 1% showed coincidences in the databases of the National Center for Biotechnology Information (NCBI). The results showed that the number sequences from the Bacteria domain is more abundant in zone 1 than in zone 3. Although no significant differences were found between the different bacterial phyla per zone, differences were observed in the number of species within each phylum and between the sampling zones.

Key words: Contaminated soil, metagenomic analyses, bacterian diversity

Introducción

Las comunidades microbianas presentan atributos característicos, como la composición, diversidad o la dinámica en el tiempo, útiles para describir y comparar distintos habitas. El análisis de una comunidad busca entender cuál es la estructura de los ensamblajes biológicos, cuál es su función y cómo cambian espacial y temporalmente. Las bacterias del suelo son conspicuas por su abundancia y ubicuas en los ambientes y suelos más extremos. El uso de técnicas moleculares ha demostrado que la diversidad de bacterias en el suelo es extremadamente alta. Análisis de diferentes suelos en zonas templadas han indicado que la mayoría de las bacterias encontradas pertenecen a grupos mayoritarios como el filo perteneciente a las Proteobacteria con las clases Alfa, Beta y Gammaproteobacteria, y los filos Actinobacteria, Bacteroidetes, Acidobacteria y Fermicutes (Nacke, 2011; Chen 2011). Caracterizar o cuantificar la diversidad de la comunidad bacteriana en un suelo servirá para tener un referente de su estructura y poder evaluar cambios de esas comunidades en estudios futuros de descontaminación de suelos. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar la diversidad de las comunidades bacterianas en dos zonas de un suelo minero ubicado en la comunidad de Madrid. Las minas de cobre de la comunidad de Madrid se dejaron de explotar a principios del siglo XX, aunque hubo algún intento en los años 70. Estudios previos en la zona indican que existe una alta degradación química, que podría afectar zonas más allá de los límites de la mina, poniendo en peligro la calidad del medio ambiente, especialmente de un lugar protegido como es el Parque Regional del curso medio del río Guadarrama

Materiales y Métodos

Descripción del sitio y muestreo

El estudio se realizó en La mina *Antigua Pilar* localizada en la zona sureste del municipio de Colmenarejo, en el noroeste de la Comunidad de Madrid. Esta mina fue abandonada en los a principios del siglo XX y su principal extracción radicó en la extracción de Cu, alojado en el mineral *calcopirita (*Chamorro et al., 2014*)*. Es importante recalcar que el municipio (Colmenarejo) se localiza dentro del Parque Regional del curso medio del río Guadarrama y su entorno y se encuentra próximo al embalse de Valmayor. La zona se sitúa entre los 780 y 815 m de altitud. Esos 35 m de diferencia en la altitud se extienden en unos 200 m de distancia lineal, lo que implica una fuerte pendiente media, llegando a superar en algunos puntos el 140 %. La temperatura media registrada es de 13,4 °C y una precipitación media de 637 mm. Los suelos de Colmenarejo son Cambisoles desarrollados a partir de litologías ácidas como granitos, gneises, esquistos, pizarras, micacitas y cuarcitas. Los muestreos se realizaron en dos zonas de la mina identificadas como la zona 1 (suelo no afectado) y Zona 3 (Zona de escombrera). Los muestreos se realizaron en la primavera del 2017. En cada uno de esas zonas se tomaron muestras compuestas de 10 submuestras a una profundidad de 15cm. Finalmente las muestras de suelo se sometieron a un análisis metagenómico.

Análisis metagenómico

El análisis metagenómico es un conjunto de técnicas que nos permitió obtener todos los fragmentos de ADN que contienen las muestras de suelo con la finalidad de traducirlos a un lenguaje que puede ser leído (secuenciación) y compararlos con todas las huellas genéticas conocidas y publicadas hasta el momento, almacenadas en bases de datos como Gen Bank. Este análisis consistió en 4 pasos: **1)**. extracción de ADN (un kit PowerSoil DNA isolation, MO-BIO). **2**). amplificación de todo el ADN mediante una reacción en cadena de polimerasa (PCR) convencional, con la diferencia que los cebadores que se utilizan se unen a todo el ADN que esté presente en la muestra. **3).** secuenciación a gran escala (pirosecuencia). **4**). Análisis bioinformático de los millones de secuencias obtenidas, y la comparación de las mismas con las

secuencias que se encuentran en todas las bases de datos (Gen Bank, NBCI). Así gracias a la homología entre ellas se identificó la estructura de la comunidad microbiana (riqueza de especies, diversidad y distribución) y finalmente para ordenar visualmente el conjunto de datos de la clasificación taxonómica se usó la herramienta bioinformática Krona (Ondov 2011, Bioinformatics 12:385)

Resultados y discusión

Los resultados del análisis metagenómico en las diferentes zonas de la mina evaluadas mostraron que el número de secuencias perteneciente al dominio Bacteria para la zona 1 (zona no afecta por la contaminación) fue de 170.743, pero solo 1.230 corresponden con secuencias presentes en las bases de datos de National Center for Biotechnology Information (NBCI). En la zona 3 (escombrera) observamos una situación similar, donde se encontraron 131.709 secuencias y solo 1.191 correspondieron con secuencias presentes en la base de datos del NBCI. Con esta información deducimos dos aspectos a resaltar: en primer lugar, que solo el 1% de las bacterias encontradas en esas zonas están identificadas. Además, en la zona 1, hay una diversidad de bacterias mayor que en la zona 3. Esta última diferencia podría estar asociada con las características químicas de las zonas estudiadas. Estudios previos en la zona compararon la concentración de cobre y arsénico en la zona 1 y 3 y encontraron una mayor concentración de estos elementos en la zona 3, lo que podría explicar la abundancia de bacterias en esas zonas.

En cuanto a la abundancia de los diferentes filos perteneciente al dominio Bacteria (**Actinobacteria, Acidobacteria, Fermicutes, Bacteroidete y Proteobacteria**) no se observaron diferencias significativas entre las zonas estudiadas. Los filos más abundantes fueron Proteobacteria seguido de Fermicute y Actinobacteria. Pero al comparar números de especies correspondiente a los diferentes filos presentes en las diferentes zonas del estudio, (1 y 3) encontramos que la mayor variabilidad se observó, en el filo Fermicute. Nosotros encontramos que 179 especies correspondiente al filo fermicute son comunes tanto, en zona 1 como la zona 3, pero hay 30 especies que están en zona 1 pero no lo están en zona 3 y, además, hay 20 especies del filo fermicute que no están en zona 1, pero que se encuentran presentes en la zona 3 (fig,1). En consecuencia, podemos inferir que la principal diferencia entre las zonas evaluadas está dada por la presencia y abundancia de las especies correspondiente a los diferentes filos de bacterias.

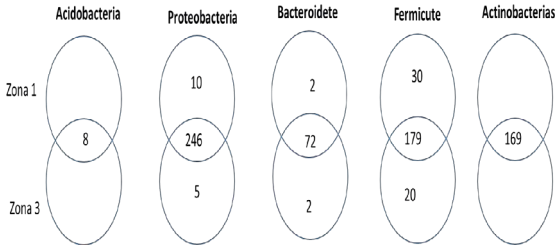


Fig. 1. Diagramas de Venn mostrando número de especies presentes de los diferentes filos de bacterias y en las zonas evaluadas

Conclusiones

Los resultados mostraron que el número de secuencias del dominio Bacteria fue mayor en la zona no afectada. En ambas zonas de muestreo, el filo más abundante dentro del dominio bacteria fue Proteobacteria. Pero fue dentro del filo Fermicutes donde se observó el mayor número de especies no comunes entre las zonas estudiadas. Esta información puede servir como base para futuros estudios de descontaminación de suelos.

Referencias bibliográficas

Chamorro, H., González-Amezúa, C., Jordá, L. 2014. Antigua Pilar y la minería histórica en Colmenarejo, Ayuntamiento de Colmenarejo-Comunidad de Madrid, Madrid.

Chen, L., Xiong, Z., Sun, L., Yang, J., & Jin, Q. 2011. VFDB 2012 update: toward the genetic diversity and molecular evolution of bacterial virulence factors. Nucleic acids research, 40: 641-645.

Nacke, H., Thürmer, A., Wollherr, A., Will, C., Hodac, L., Herold, N., & Daniel, R. 2011. Pyrosequencing-based assessment of bacterial community structure along different management types in German forest and grassland soils. PloS one, 6(2), e17000.

Ondov, B. D., Bergman, N. H., & Phillippy, A. M. 2011. Interactive metagenomic visualization in a Web browser. BMC bioinformatics, 12(1): 385.

Caracterización de tecamebas en microhábitats edáficos de un histosol de la Serra do Xistral (Galicia)

Characterization of testate amoebae in edaphic microhabitats of a histosol of the Serra do Xistral (Galicia)

Pontevedra-Pombal, Xabier[1*], Carballeira, Rafael[2], Crujeiras, Uxía[1], García-Rodeja, Eduardo[1]

[1] Dpto. Edafoloxía e Química Agrícola, Fac. Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Galicia, Spain
*xabier.pombal@usc.es

[2] Dpto. Botánica, Fac. Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela, Galicia, Spain

Resumen

Las tecamebas, microorganismos edáficos con tecas, son muy resistentes a la degradación físico-química, preservando su morfología, rasgo específico, durante miles de años. La combinación de morfología y preservación de las tecas transforman a estos organismos en valiosos registros de la evolución ecológica de los ecosistemas, pudiendo ser utilizados como bioindicadores paleoecológicos. Si bien, su caracterización es extensa en la Europa septentrional, en la Península Ibérica es apenas anecdótica. Se ha realizado un estudio exhaustivo de las tecamebas en un histosol ómbrico de Galicia, atendiendo a su identificación, caracterización y el comportamiento de sus poblaciones en función de parámetros como la estacionalidad climática y las variaciones edafoambientales. El estudio ha detectado 4 posibles nuevas especies, 3 nuevas citas para la Península Ibérica (*Amphitrema wrightianum*, *Corythion asperulum*, *Nebela flabellulum*), 10 nuevas citas para Galicia y 25 para la provincia de Lugo. Se ha detectado que, para ambientes hiperhúmedos como las Serras Septentrionais de Galicia, el control sobre la dinámica de las poblaciones de tecamebas está más relacionado con la microtopografía de cada microhábitat que con la estacionalidad climática.

Palabras clave: bioindicadores, turbera, biología del suelo

Abstract

Testate amoebae, soil microorganisms with teca, are highly resistant to physical-chemical degradation, preserving their morphology, a specific trait, for thousands of years. The combination of morphology and preservation of teca makes these organisms into valuable records of the ecological evolution of ecosystems and can be used as palaeoecological bioindicators. Although its characterization is widespread in northern Europe, it is hardly anecdotal in the Iberian Peninsula. An exhaustive study has been made of the tecamoebae in an ombric histosol of Galicia, considering their identification, characterization and behaviour of their populations according to parameters such as climatic seasonality and soil-environmental variations. The study has detected 4 possible new species, 3 new citations for the Iberian Peninsula (*Amphitrema wrightianum*, *Corythion asperulum*, *Nebela flabellulum*), 10 new citations for Galicia and 25 for the province of Lugo. It has been detected that, for hyperhumid environments such as the Serras Septentrionais of Galicia, control over the dynamics of the populations of testate amoebae is more related to the soil topography of each microhabitat than to the climatic seasonality.

Keywords: bioindicators, peatland, soil biology

Introducción

Las tecamebas son microorganismos unicelulares mayoritariamente heterótrofos cuyo principal hábitat es el suelo. Constituyen un grupo funcional característico debido a una especialización de su matriz extracelular en forma sacciforme y de naturaleza diversa que se denomina "teca" (Fig. 1), con un tamaño comprendido entre 60-130 µm. La composición de la teca puede ser de naturaleza autógena orgánica (proteínica) o inorgánica (silícea, calcárea). También puede secretar un ácido mucopolisacárido y diferentes iones que actúan a modo de cementante, lo que les permite incorporar partículas extrañas o xenosomas en la constitución de las tecas. Los xenosomas a su vez pueden ser orgánicos (detritus vegetales, restos de esporas fúngicas) o inorgánicos (granos de cuarzo, frústulos de diatomeas, o placas silíceas de otras tecamebas).

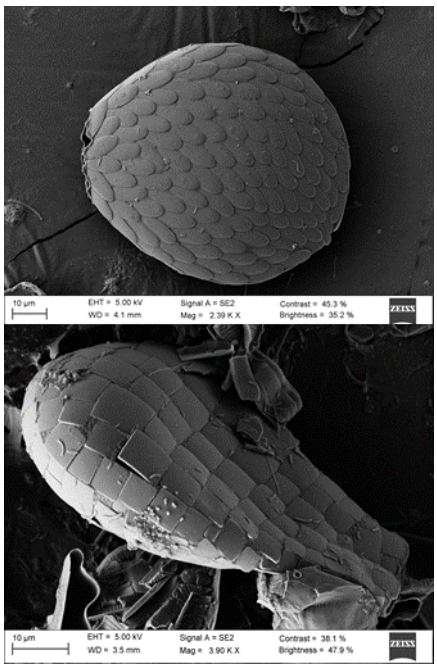


Figura 1. A) *Assulina seminulum*; B) *Quadrulella symmetrica*.

La teca, que tiene un importante carácter taxonómico, es extremadamente resistente a la degradación físico-química, dotándola de una preservación óptima en muchos ambientes sedimentarios y edáficos durante miles de años. La combinación de morfología y preservación de las tecas transforman a estos organismos en valiosos registros de la evolución ecológica de los ecosistemas, ya que las fluctuaciones de sus poblaciones reflejan las variaciones paleoecológicas locales y regionales[1]. Esta potencialidad es especialmente significativa en los suelos orgánicos hidromorfos. En las turberas, en condiciones de pH, nutrientes, O_2, hidromorfía muy exigentes para la biota, existe una elevada correlación entre la distribución de las poblaciones de tecamebas y las propiedades físico-químicas de los microhábitats que ocupan y, al tratarse de microorganismos, su respuesta a las oscilaciones de estas condiciones (fertilización, contaminación, clima, etc) es rápida e intensa. Este potencial ha extendido su utilización como bioindicadores ecológicos[1]. Sin embargo, esta globalización del estudio de las tecamebas está muy sesgada hacía las zonas subárticas y supratempladas del hemisferio norte. Esta laguna de conocimiento es particularmente acuciante en la Península Ibérica, borde biogeográfico entre la región atlántica y mediterránea, donde los estudios han sido de carácter anecdótico, escaso y disperso.

Este trabajo pretende iniciar la investigación sistemática de las tecamebas en los suelos orgánicos del norte ibérico, a partir de un inventario exhaustivo de las tecamebas de las turberas de Galicia, identificando las especificidades y dinámicas abióticas a las que se asocian.

Material y métodos

Chao de Veiga Mol, CVM, (UTM 29T X(m) 620764 Y(m) 4822070, Datum WGS84), es un ecosistema de turbera con un suelo de tipo Dystric Ombric Fibric Histosol (Hyperorganic) en el extremo NE de la Serra do Xistral a una altitud de 700 m s.n.m. y 15 km al sur del mar Cantábrico, ocupando un paleocirco glacial excavado en granito y 10.000 años de edad. La temperatura media anual es de 7,0 °C, y la precipitación anual acumulada de 1700 mm.

Las turberas son medios de alta complejidad y heterogeneidad espacial entre microhábitats, por lo que se realizó un muestreo aleatorio estratificado considerando como categorías el mesotopo (domo, laderas, margen) y los diferentes microhábitats (charcas, praderas, microelevaciones, frentes de erosión) con 3 ambientes-réplica, con un total de 27 muestras por estación. Los puntos se georreferenciaron y se señalizaron para poder llevar a cabo los muestreos estacionales.

Las muestras se recogieron en el estrato muscinal de la superficie del suelo de cada microhábitat, con un volumen de 100 cm^3 y 10 cm en profundidad. Para el aislamiento y extracción de las tecamebas se siguió el protocolo habitual[2]. El concentrado de tecamebas se montó en gelatina glicerinada en proporción 1:1 para observación al microscopio de campo claro, por duplicado. Se dejó solidificar durante 12h, sellándose mediante lacado.

Los recuentos se realizaron mediante transectos con un total de 450 campos a un aumento de 40x. El número mínimo de individuos se estableció en 100. La observación y recuento de las muestras se realizó en un microscopio de campo claro Nikon Eclipse E600 con objetivo Plan-Acromático de 40x y cámara digital AxioCam ICc5 Zeiss.

Para la obtención de imágenes de Microscopía Electrónica de Barrido (M.E.B.), se secó una alícuota sobre soportes de aluminio. Se metalizaron con Iridio (40nm) en un sistema de revestimiento iónico BioRad Microscience, siendo examinadas en un microscopio de emisión de campo Zeiss Ultra Plus, a 5kV de alta tensión eléctrica.

Resultados y discusión

Biodiversidad del histosol

Se han identificado 33 taxones. Tres de las especies aisladas podrían ser nuevas especies de tecamebas. *Amphitrema wrightianum*, *Corythion asperulum* y *Nebela flabellulum*, constituyen nuevas citas para la Península Ibérica, 3 son segundas citas para la Península Ibérica, 10 nuevas citas para Galicia y 25 nuevas citas para la provincia de Lugo. Esto aumenta el número total de taxones en la Península Ibérica a 280, 103 en Galicia y 45 en la provincia de Lugo. Los resultados constituyen un aumento del 11% respecto al total de taxones de tecamebas ibéricas identificadas. El espectro de especies de tecamebas encontradas se corresponden en su gran mayoría con la fauna propia de turberas, un espectro diferencial respecto a otros tipos de suelos.

La población de tecamebas de la Serra do Xistral sólo comparte un 40% de especies con los sistemas turbosos más próximos, compartiendo especies puntuales con el Sistema Central, el Sistema Ibérico y los Pirineos. A nivel de biodiversidad específica CVM se encuentra en el rango medio de 9-63 especies para ecosistemas de turberas, y supera claramente la identificada en otras áreas ibéricas con 33 especies frente a 11-2, lo que podría estar asociado a la ausencia de las poblaciones ligadas al *Sphagnum*.

Efecto de la estacionalidad y la heterogeneidad espacial

Los estudios del efecto de la heterogeneidad espacial horizontal y la estacionalidad climática sobre la abundancia y densidad celular de las poblaciones de tecamebas son muy escasos a nivel mundial. El análisis de estos parámetros ambientales en CVM muestra la existencia de cambios (presencia, abundancia, dominancia) significativos de las poblaciones de tecamebas en los distintos microhábitats (Fig. 2). Al contrastar los resultados con variables físico-químicas del suelo (T^a, O_2, CE, pH, nivel freático) se determinó la existencia de un control climático sobre las poblaciones de tecamebas a través de su efecto sobre las variaciones edafoclimáticas, asociado al comportamiento de la humedad microambiental, la circulación vertical del agua por el suelo y el tiempo de hidromorfía. El principal condicionante del comportamiento de estas variables es la microtopografía, que afecta directamente a la

localización y comportamiento del nivel freático en los distintos microhábitats[3] modulando el efecto global del ciclo climático anual.

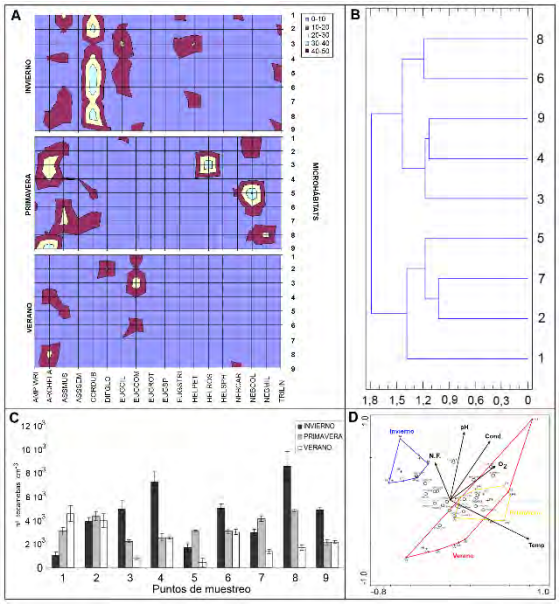


Figura 3. Dinámica espacio-temporal de las especies de tecamebas en cada microhábitat a) Sucesión de abundancias estacionales por microhábitats de las principales especies de tecamebas; b) Dendrograma de los coeficientes de variación de las abundancias estacionales de las especies por microhábitat; c) Densidad estacional de tecamebas (nº tecamebas cm^{-3}) en cada microhábitat; d) Análisis de correspondencia canónico de las abundancias relativas de las especies de tecamebas en cada microhábitat estacionalmente en relación a las variables ambientales.

Hacia la época estival se observa que, la temperatura por mayor irradiación, la conductividad por incremento de la concentración de iones y la saturación en O_2 por incremento de la difusión en la turba, aumentan. El pH por incremento de ácidos orgánicos y la incorporación de nieblas ácidas, y el nivel freático por descenso de la precipitación, disminuyen. El análisis canónico de correspondencias (Fig. 2) de las 5 variables ambientales y las abundancias estacionales de tecamebas en los diferentes microhábitats fue significativo para el primer eje y para los 4 primeros ejes ($p<0,005$ y 0,001 respectivamente; Monte-Carlo test, 999 permutaciones). Las variables ambientales explican el 42,4% de la variabilidad estacional en las poblaciones de tecamenbas.

Conclusiones

El análisis de un único suelo orgánico de una sierra del norte de Galicia ha resultado en un importante incremento del número de especies descritas en la Península Ibérica, y las especies localizadas presentan semejanzas y diferencias con las descritas en otros lugares del hemisferio norte. Por tanto, la aplicación de patrones ecológicos suprarregionales al uso de estos bioindicadores climáticos ha de ser modulada por modelos propios.

En la actualidad, el principal objetivo del estudio de las poblaciones de tecamebas en los suelos está asociado a su utilización como bioindicadores climáticos, a través de la construcción de funciones de transferencia paleoecológica. Hasta ahora no se había tenido en cuenta la posible fluctuación de las poblaciones asociado al lugar o período de muestreo. Nuestros resultados preliminares indican que podría ser necesario reconstruir las funciones de transferencia paleoecológica utilizadas en la actualidad incorporando las oscilaciones temporales y espaciales de estas poblaciones.

Referencias bibliográficas

[1]Mitchell, EAD, Charman, DJ, Warner, BG. 2008. Testate amoebae analysis in ecological and paleoecological studies of wetlands: past, present and future. Biodiversity and Conservation 17: 2115-2137.

[2]Mitchell, EAD, Borcard, D., Buttler AJ, Grosvernier, Ph, Gilbert, D., Gobat, JM. 2000. Horizontal distribution patterns of testate amoebae (Protozoa) in a Sphagnum magellanicum carpet. Microbial Ecology 39: 290-300.

[3]Mazei, YA, Tsyganov, AN. 2007/2008. Species composition, spatial distribution and seasonal dynamics of testate amoebae community in a sphagnum bog (Middle Volga region, Russia). Protistology 5: 156-206.

Aspectos metodológicos para la determinación del color en estudios de relación suelo-planta

Methodological aspects for the determination of color in soil-plant relationship studies

Sanmartín, P.[1*]; Fuentes, E.[1]; Serrano, M.[2]; Prieto, B.[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Farmacia. Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain. *patricia.sanmartin@usc.es

[2] Departamento de Botánica, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

Resumen

En este trabajo se propone una metodología para cuantificar el color de hojas y pétalos de plantas mediante medida por contacto en situaciones en las que la superficie del objeto de estudio es inferior a la apertura del cabezal de medida del aparato. Para resolver este inconveniente se analizó la idoneidad (o conveniencia) del uso de plantillas reductoras del área de medida del cabezal de medida en un 50 y 70% en determinaciones colorimétricas de hojas de campanulácea *Jasione montana* L. Se utilizaron plantillas en color blanco y negro y los colores obtenidos fueron comparados con el color registrado empleando el cabezal del aparato sin plantilla reductora. Los resultados mostraron que el color de las hojas no varía a nivel de percepción colorimétrica cuando la reducción en el área de medida no supera el 50%, ya sea esta realizada con plantilla blanca o negra. Sin embargo, solo se obtienen valores no significativamente diferentes a los del color original cuando se emplea la plantilla blanca. Se concluye por tanto que en casos como los planteados en este estudio el color se puede medir siempre que no se reduzca a más de la mitad el área de medida, tomando como referencia el área de medida del cabezal del aparato, empleando una plantilla de color blanco.

Palabras clave: suelo-planta, colorimetría aplicada, plantillas, CIELAB, caracterización del color.

Abstract

In this work we propose a methodology to quantify the colour of plant leaves and petals by contact measurement in situations in which the surface of the object of study is lower than the opening of the device measurement head. To solve this problem, the possibility of using reducing templates of the measurement area of the device by 50 and 70% was evaluated in colorimetric determinations of *Jasione montana* L. campanulaceae leaves. Black-and-white templates were used and the colours obtained were compared with the colour registered using the head of the device without the reducing template. The results showed that the colour of the leaves does not vary at the level of colorimetric perception when the reduction in the area of measurement does not exceed 50%, if a white or black template is used. However, not significantly different values to the original colour are obtained only with the white template. Therefore, it is concluded that in cases such as those proposed in this study, colour can be accurately measured using a white coloured template, provided that the measuring area is not reduced to more than half, taking as a reference the measuring area of the appliance head.

Keywords: soil-plant, applied colorimetry, templates, CIELAB, colour characterization.

Introducción

La coloración de las plantas es una variable informativa sobre las características de los suelos. Las interacciones suelo-planta modulan la expresión de determinados metabolitos secundarios con fuerte carga cromática. Este es el caso de la sobre-expresión de carotenoides y antocianinas en plantas desarrolladas sobresuelos con elevadas concentraciones en sales. Otro ejemplo muy conocido es el de las hortensias (*Hydrangea macrophylla* (Thunb.) Ser) que desarrollan flores de tonalidad azul en suelos ácidos (pH: 4,5-5), flores de tonalidad rosa en suelos más alcalinos (pH: 6-6,5) y de tonalidad blanca en suelos alcalinos (pH alrededor de 8). La cuantificación del color de pétalos y hojas de plantas como una variable proxy para ciertos parámetros de caracterización de un suelo, resulta un recurso interesante que sin embargo puede presentar en algunos casos una limitación determinada por el tamaño del área del cabezal de medida.

Los aparatos diseñados actualmente para la medida de color (colorímetros triestímulo y espectrofotómetros portátiles) realizan la medida por contacto, que promedia espacialmente la luz reflejada de un área de medida fija correspondiente a la apertura del cabezal. El área de apertura es circular y fija, variando entre 3 mm y 60 mm de diámetro, por lo que al medir áreas más reducidas y con forma no circular, parte de la luz que emite la lámpara del dispositivo al realizar la medida no se refleja, al escaparse por los huecos que quedan entre la apertura del cabezal y la superficie objeto de medida. Los valores así obtenidos resultan no válidos. Frente a esta problemática en el presente trabajo se han realizado ensayos en los que se reduce este diámetro de medida mediante un accesorio intermedio: una plantilla reductora de papel de cartulina en color blanco y en color negro, que se coloca entre el cabezal y la planta (Fig.1).

El estudio se realizó empleando hojas de *Jasione montana* L. (Fig. 2), una herbácea europea y norte africana de la familia de las campanuláceas que se comporta como especie acidófila, siendo calcífuga estricta. Así, crece sobre suelos derivados de materiales ácidos de forma que la presencia del ión calcio en cantidades apreciables actúa como factor limitante para su ocurrencia. Tiene preferencia por hábitats seriales sobre suelos de textura arenosa, si bien presenta una importante amplitud ecológica que le permite ocupar desde acantilados y dunas litorales hasta orlas boscosas o formar parte de la relativamente escasa flora urbana autóctona europea.

Fig. 1 – *(Izq.) cabezal de medida con plantillas reductoras del 50% en negro (a) y blanco (b). (Dcha.) espectrofotómetro portátil (Konica Minolta CM-700d) empleado para realizar las medidas de color en este estudio.*

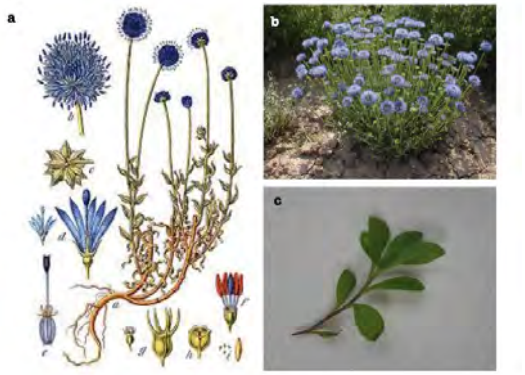


Fig. 2 – *(a) Jasione montana L. Deutschlands Flora in Abbildungen, 1796. (b) Jasione montana L. en flor, https://wildseed.co.uk/species. (c) Hojas de Jasione montana L., fuente propia.*

Se trata de una especie frecuente en Galicia, siendo su amplitud ecológica y abundancia uno de los tres motivos que nos han llevado a escogerla como especie modelo para establecer la metodología del presente trabajo. En segundo lugar, su intolerancia a la presencia de determinados cationes en el suelo permitirá testar futuras hipótesis con esta meto-

dología en situaciones inducidas de estrés edáfico. Por último, *Jasione montana* L. es la representante más ampliamente distribuída de un género en plena radiación evolutiva con numerosos endemismos de área reducida y diferentes preferencias edáficas. Estos criptotaxones, actualmente en estudio, presentan diversas categorías de amenaza y su viabilidad está asociada a la conservación de las características de suelos escasos y en sí mismos amenazados, como los derivados de dolomías o serpentinas, por ejemplo.

Material y métodos

Para la realización de las medidas instrumentales de color se utilizó un espectrofotómetro portátil (Konica Minolta CM-700d), con software CM- S100w (Spectra Magic TM NX), bajo las siguientes condiciones: iluminante D65, observador 2° y un área objetivo de 3 mm de diámetro, siguiendo el protocolo desarrollado por Prieto et al. [1]. Los datos fueron representados en el espacio CIELAB o CIE 1976 L*a*b* [2], que es el más ampliamente utilizado tanto en la industria como en el campo científico por ser el más ‘‘perceptivamente lineal’’, lo que significa que un cambio de la misma cantidad o magnitud en un valor de color debe producir un cambio casi de la misma importancia visual. En CIELAB cada color está definido por tres coordenadas cartesianas o lineares L*, a* y b*, siendo L* una medida de luminosidad o claridad (de 100 (blanco absoluto) a 0 (negro absoluto)), a* una medida que representa las variaciones cromáticas rojo – verde (desde verde (negativo) a rojo (positivo)) y b* una medida que representa las variaciones cromáticas amarillo – azul (desde azul (negativo) a amarillo (positivo)).

Se escogieron 10 hojas de dos ejemplares de *Jasione montana* L. (cinco en cada ejemplar) y sobre cada una de ellas se seleccionaron 5 puntos al azar de la superficie de muestra sobre los que realizar la determinación del color empleando: (1) el espectrofotómetro sin plantilla (color original), (2) el espectrofotómetro con una plantilla de color negro que reduce un 50% la superfície de medida, (3) ídem anterior reduciendo la superfície un 70%, (4) y (5) las dos formas anteriores empleando una plantilla de color blanco en lugar de la negra. Los datos de las áreas reducidas fueron comparados con los del color original, tanto estadística como colorimetricamente. Se realizó una prueba U de Mann-Whitney empleando el paquete estadístico SPSS v. 22.0, en los valores de L*, a* y b* comparando los valores de las áreas reducidas con cada una de las dos plantillas y el color sin plantilla adaptadora. Por otra parte, entre estos mismos valores de color, se calcularon las diferencias parciales (ΔL^*, Δa^*, Δb^*) y la diferencia de color total (ΔE^*_{ab}):

$$\Delta L^* = L^*_i - L^*_x$$

$$\Delta a^* = a^*_i - a^*_x$$

$$\Delta b^* = b^*_i - b^*_x$$

$$\Delta E^*_{ab} = [(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2]^{1/2}$$

siendo L^*_i, a^*_i, y b^*_i los parámetros del color sin emplear ninguna plantilla adaptadoray L^*_x, a^*_x, y b^*_x los mismos parámetros al emplear las plantillas reductoras.

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se muestran los resultados de las diferencias parciales y total de color al medir empleando y no empleando una plantilla reductora. Según criterios de colorimetría aplicada, para diferencias totales de color (ΔE^*_{ab}), una diferencia de color que alcanza de 0,73 a 1 unidades CIELAB es una diferencia de color aproximadamente umbral o justamente perceptible, mientras que puede calificarse como ‘supra-umbral’ una diferencia de color entorno a 1,75 unidades CIELAB. Por encima de 3,0 unidades CIELAB se podría ya hablar de cambios de color perceptibles para cualquier observador con visión normal y entre 5,0 y 6,0 unidades CIELAB de ‘grandes diferencias de color’ [3-5].

Tabla 1 – Diferencias de color parciales (ΔL, Δa*, Δb*) y total (ΔE^*_{ab}) en los dos ejemplares (1 y 2) de* Jasione montana L.

J. montana (1)	ΔL*	Δa*	Δb*	ΔE^*_{ab}
50% negro	-2,2	-0.7	0.1	2.3
50% blanco	0.1	-0.4	1.6	1.6
70% negro	-9.0	9.2	-15.2	19.9
70% blanco	18.4	11.2	-19.2	28.8

J. montana (2)	ΔL*	Δa*	Δb*	ΔE^*_{ab}
50% negro	-1,3	-0.1	0.3	1.3
50% blanco	0.0	-0.1	0.5	0.5
70% negro	-10.4	8.6	-14.6	19.8
70% blanco	17.5	11.6	-20.8	29.6

Tabla 2 – Prueba estadística U de Mann-Whitney.

*J. montana**		L*	a*	b*
50% negro	1	169,000	308,500	264,000
	2	469,000	633,500	589,000
	Z	-2,620	-0,078	-0,941
	3	**0,009**	**0,938**	**0,347**
50% blanco	1	309,000	287,000	272,000
	2	634,000	612,000	597,000
	Z	-0,068	-0,495	-0,786
	3	**0,946**	**0,621**	**0,432**
70% negro	1	25,000	0,000	0,000
	2	350,000	325,000	325,000
	Z	-5,579	-6,064	-6,064
	3	**0,000**	**0,000**	**0,000**
70% blanco	1	0,000	0,000	0,000
	2	325,000	325,000	325,000
	Z	-6,064	-6,064	-6,064
	3	**0,000**	**0,000**	**0,000**

* Los resultados corresponden a los datos juntos de los dos ejemplares (1 y 2) de *Jasione montana L*. 1: U de Mann-Whitney, 2: W de Wilcoxon, 3: Sig. asintótica (bilateral).

Tomando en cuenta estos umbrales, se oberva como al reducir el área de medida en un 50% en ningún caso las diferencias totales de color superan el umbral de la perceptibilidad, siendo 2,3 unidades CIELAB el valor más alto registrado (Tabla 1). No ocurre lo mismo al reducir el área en un 70%, donde las diferencias de color son de aproximadamente 20-30 unidades CIELAB, es decir muy diferentes del color determinado sin plantilla. Puede establecerse por tanto que es posible reducir el área de medida hasta un 50% empleando ambas plantillas: blanca y negra, sin que las medidas obtenidas den lugar a cambios colorimétricamente perceptibles en el color registrado. Los resultados estadísticos (Tabla 2), por su parte, muestran que aunque para las coordenadas a* y b* los resultados estarían en concordancia con los colorimétricos: una reducción del 50% empleando las plantillas negra y blanca no provoca diferencias significativas en el color registrado con respecto al color real, la coordenada L* sí presenta diferencias significativas al emplear una plantilla negra reductora de 50%. Por tanto, estos resultados parecen invalidar el uso de la plantilla negra y perfilan como método a emplear una reducción de hasta el 50% empleando una plantilla de color blanco.

Conclusiones

En casos como los planteados en este estudio el color se puede medir siempre que no se reduzca a más de la mitad el área de medida, tomando como referencia el área de medida del cabezal del aparato, empleando una plantilla de color blanco.

Agradecimentos

Este estudio fue parcialmente financiado a través del proyecto CGL2016-79778-R(AEI/FEDER,UE). P. Sanmartín cuenta con el apoyo económico de un contrato postdoctoral POS-B/2016/030 (Xunta de Galicia).

Referencias bibliográficas

[1] Prieto, B., Sanmartín, P., Silva, B., Martinez-Verdú, F. 2010. Measuring de the color of granite rocks. A proposed procedure. COLOR RESEARCH AND APPLICATION 35(5), 368-375.

[2] CIE Publication 15-2. 1986. Colorimetry CIE. Central Bureau, Vienna.

[3] Berns, R.S. Billmeyer and Saltzman's Principles of Color Technology, 3rd Ed., New York: John Wiley and Sons, 2000.

[4] Völz, H.G. 2001. Industrial Color Testing, Wiley –VCH, Weinheim.

[5] Wyszecki, G.; Stiles, W.S. 1982. Color Science. Concepts and Methods. Quantitative Data and Formulae, Wiley, New York,

Los factores edáficos como promotores de la especiación vegetal: el caso del complejo acidófilo *Jasione* gr. *crispa* (Campanulaceae)

The edaphic factors as plant speciation drivers: the case of the acidophile Jasione gr. crispa *complex (Campanulaceae)*

Sanmartín, P.[1*]; Serrano, M.[2]; Quintela-Sabarís, C.[3]; Cancelo-González, J.[1]; López, T.[1]; Silva, B.[1]; Barral, M.T.[1]; Sáez, L.[4]; González, M.L.[5]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola. Facultade de Farmacia. Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain. *patricia.sanmartin@usc.es

[2] Departamento de Botánica, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

[3] Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120, INRA, Univ. Lorraine, 54505 Vandoeuvre-lès-Nancy, France

[4] Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra 08193, Barcelona, Spain SHNB, Societat d'Història Natural de les Balears, C/Margarida Xirgu 16, E-07011 Palma de Mallorca, Spain

[5] Departamento de Bioloxía Funcional, Universidade de Santiago de Compostela, 15782 Santiago de Compostela, Spain

Resumen

La variabilidad de los suelos constituye un factor determinante en los procesos de microevolución de las plantas, pudiendo dar lugar a procesos de divergencia adaptativa que llevan en último término a la formación de nuevas especies. El complejo *Jasione* gr. *crispa* (Campanulaceae) es un grupo de herbáceas generalmente restringidas a suelos ácidos. Sin embargo, existe una población en las cumbres calizas del Mont Caro (Tarragona) que posee ciertas singularidades nucleotídicas, lo que sugiere que podría tratarse de un criptotaxón diferente. Con el objetivo de conocer si esta población está experimentando un proceso de especiación ecológica en medio básico con respecto al grupo acidófilo de *J. crispa* del que procede, plantas de 3 poblaciones de *J. crispa* (Mont Caro y otras dos poblaciones acidófilas típicas del grupo) fueron cultivadas en tres suelos diferentes (uno ácido y dos ligeramente básicos), determinando al final del experimento su biomasa y la concentración de Al, Ca, Fe y Mg en raíces, tallos y hojas. Sobre suelos básicos, *Jasione crispa* de Mont Caro ha mostrado una mejor respuesta que las otras dos poblaciones (mayor biomasa, reducción de la concentración de Mg, relación equilibrada de calcio entre raíz y hoja). Estos resultados sugieren la existencia de un proceso adaptativo de especiación ecológica en *Jasione crispa* de Mont Caro, que contribuiría a apoyar su reconocimiento taxonómico diferenciado.

Palabras clave: complejo acidófilo, biomasa, microevolución, suelos calcáreos, relaciones suelo:planta.

Abstract

Soil variability can be an important factor promoting microevolution in plants that can lead to the formation of new species in the long term. *Jasione* gr. *crispa* (Campanulaceae) complex is a group of herb species restricted to acid soils. However, there is a population growing on the calcareous summit of Mont Caro (Tarragona) that is suspected to be a different cryptic taxon. In order to assess whether Mont Caro population is experiencing a process of ecological speciation with respect to other acidophile *J. crispa,* plants from 3 populations (Mont Caro plus other two accessions of acid origin) were cultivated on 3 different soils (one acid and two basic). Biomass and Al, Ca, Fe and Mg concentrations were estimated at harvest. Mont Caro population showed better responses to basic soils than other two populations (i.e. higher biomass production, low Mg concentration, equilibrium in root and leaf Ca concentrations). Our results suggest the occurrence of an ecological speciation process in *J. crispa* from Mont Caro, which could contribute to the description of this population as a new taxon.

Keywords: acidophilic complex, biomass, microevolution, calcareous soils, soil:plant relationships.

Introducción

La importancia de los suelos como promotores de la especiación vegetal se ha reconocido de forma creciente en las últimas décadas [1], si bien la mayoría de los trabajos se han enfocado a suelos de características extremas y muy restrictivas para las plantas, como los hipersalinos o los desarrollados sobre serpentinitas o yesos. Estos suelos funcionan como islas ecológicas que provocan el aislamiento reproductivo al tiempo que promueven la aparición de mecanismos adaptativos por selección natural [1]. Sin embargo, en grupos vegetales con fuerte adaptación acidófila, como el grupo *Jasione crispa* (Pour.) Samp. (Campanulaceae) objeto de este estudio, suelos en principio con condiciones menos restrictivas como los desarrollados sobre calizas podrían favorecer el aislamiento evolutivo y promover en última instancia la especiación.

El grupo de taxones que forman el complejo *Jasione* gr. *crispa* está presente principalmente en diversos hábitats orófilos del sudoeste de Europa y se caracteriza por sus preferencias edáficas marcadamente acidófilas y, en particular, calcífugas. Sin embargo, existen unas pocas poblaciones capaces de crecer en suelos calizos y dolomíticos. Estas han dado lugar, hasta el momento, al reconocimiento de tres taxones endémicos de área reducida (*Jasione cavanillesii, Jasione crispa* subsp. *varduliensis y Jasione crispa* subsp. *segurensis*), lo que sugiere que la interacción con suelos derivados de sustratos calcáreos o dolomíticos, normalmente negativa y restrictiva para los individuos del grupo *J. crispa*, puede favorecer procesos adaptativos en situación de aislamiento evolutivo determinado por factores edáficos.

En el contexto del grupo *J. crispa* existe una población que habita en sustrato calizo (pH (H_2O): 8,1) en el sur de Tarragona, en la cima del Mont Caro. Esta población está siendo investigada en la actualidad, dado que su escasez en individuos (18 ejemplares en total) y la capacidad para crecer sobre sustratos calcáreos, podría sugerir que se pueda tratar de un endemismo aún no descrito. De esta forma, la población basófila de *Jasione* gr. *crispa* de Mont Caro ha sido legalmente protegida por la Generalitat de Catalunya [2]. Debido a ello, se ha establecido el protocolo óptimo de propagación *in vitro* para la obtención de planta y se ha analizado la variabilidad de diversos marcadores de ADN nuclear y cloroplástico con respecto a las restantes poblaciones del grupo *J. crispa* [3], observándose la existencia de ciertas singularidades nucleotídicas específicas de la población de Mont Caro. En el marco de este trabajo de enfoque evolutivo, con el presente estudio en el que se analiza la relación suelo:planta se pretende discernir si la población de Mont Caro está experimentando una adaptación a un sustrato de naturaleza edáfica diferente a la característica de su contexto filogenético o si, simplemente, estamos ante un caso de supervivencia temporal de una población en un hábitat basófilo marginal para la especie. Si estamos ante la primera de las situaciones, *Jasione crispa* de Mont Caro podría evidenciar un comportamiento diferente según el tipo de sustrato en el que crezca, en su producción de biomasa y su interacción con los distintos elementos químicos presentes en el suelo con respecto al comportamiento de las poblaciones ecológicamente típicas de la especie. Así sería esperable, por ejemplo, una mejor capacidad de regular las concentraciones celulares de elementos como el calcio y el magnesio, cuya presencia es limitante para las especies acidófilas.

Material y métodos

El plan de trabajo se estructuró de la siguiente forma:

- Se estudiaron tres poblaciones, cada una de ellas representando una línea evolutiva dentro del grupo *Jasione crispa*: *Jasione crispa subsp. crispa* (acidófila pirenaica) aquí denominada “Pirineo”, *Jasione crispa subsp. centralis* (acidófila, Sistema central e Ibérico) aquí denominada “Estrela”, y *Jasione crispa* “Mont Caro” (sustratos básicos, exclusiva de Mont Caro, Tarragona) aquí denominada “Montcaro”. Se emplearon un total de 126 plantas, 42 individuos por cada población,

que crecieron durante cinco meses en tres sustratos con características químicas diferentes. Todas procedían de cultivo de *in vitro*.

- Los tres sustratos empleados fueron: un suelo de naturaleza básica procedente de los afloramientos calizos de la Serra do Courel (Lugo), aquí denominado "Courel", un suelo formado sobre sustrato granítico procedente de un entorno natural de Santiago de Compostela, aquí denominado "Pedroso", y un sustrato comercial *COMPO SANA*®, compuesto por turba, perlita, un fertilizante de silicato amorfo enriquecido con fósforo, cal y algunos elementos nutrientes, al que se añadió para el estudio un extra de calcio y magnesio, aquí denominado "Composana". Por impedimentos logísticos no se emplearon los sustratos de las zonas donde crecen las tres poblaciones estudiadas, si bien se utilizaron dos sustratos que presumiblemente poseían características semejantes a los de aquellas zonas y que respondían a los objetivos de este trabajo.

Los análisis de suelos consistieron en medida de pH en agua, materia orgánica, elementos totales, cationes cambiables y CIC. En plantas se midieron los elementos totales en raíz, tallo y hojas, fracciones que fueron separadas tras la determinación de la biomasa total por individuo superviviente. Todas las medidas se realizaron por triplicado.

Resultados y discusión

El análisis de los suelos (Tabla 1) mostró que Composana y Courel eran ligeramente básicos y Pedroso muy ácido. Los tres eran ricos en materia orgánica, especialmente el sustrato Composana. Pedroso presentó limitaciones por baja capacidad de cambio (CIC) y potencial toxicidad por aluminio, al estar ocupadas por este catión el 90% de las posiciones de cambio. En Courel y Pedroso la baja concentración de magnesio era limitante (inferior a 0,4 cmol kg^{-1}) y además en Courel había un fuerte desequilibrio con respecto al calcio (Ca/Mg=122).

La biomasa producida por las tres poblaciones fue distinta en cada uno de los suelos (Fig.1). El comportamiento de Montcaro fue diferente al de Estrela y Pirineo. La productividad mayor de Montcaro se dio en Courel (38%), mientras que las mayores biomasas de Estrela y Pirineo se obtuvieron en Pedroso (60% y 49%, respectivamente). La biomasa de Montcaro en este medio ácido solo representó el 31% del total. En Composana, de nuevo fue Montcaro la que presentó mayores valores relativos de biomasa.

Tabla 1 – Resultados del análisis de los suelos.

	Suelo		
	Composana	*Courel*	*Pedroso*
pH (H_2O)	7,4	7,7	4,1
Mat. Org. (%)	76,2	12,3	10,9
Elementos totales (g kg^{-1})			
Al	2,8	27,7	18,6
Fe	2,6	46,3	13,5
K	1,2	5,6	3,0
Ca	49,7	218,0	0,2
Mg	2,9	3,5	1,7
P	0,9	1,0	0,3
Relación Ca/Mg	17,1	62,3	0,1
Elementos intercambiables ($cmol_c$ kg^{-1})			
Al	0,0	0,0	5,1
Ca	79,6	36,6	0,2
K	0,7	0,1	0,2
Mg	6,3	0,3	0,1
Na	0,3	0,1	0,1
Ca/Mg	12,6	122	2
CIC	86,9	37,1	5,7

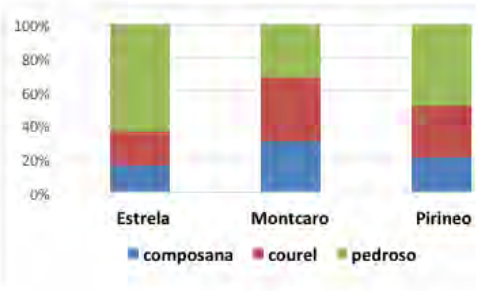


Fig. 1 – Porcentajes de biomasa total (suma de hoja, tallo y raíz) producida en cada sustrato por las tres poblaciones.

Por su parte la presencia de elementos en raíz, tallo y hojas de las tres poblaciones en los distintos suelos fue también diferente (Tabla 2). En Pedroso la cantidad de magnesio y aluminio (este solo presente en el complejo de cambio de este suelo) en hojas de Montcaro duplicaba a la de sus compañeras, Estrela y Pirineo. Algo similar ocurría con el hierro, tanto en raíz y tallo, como en hojas, con una presencia notablemente mayor en Montcaro sobre suelo ácido. La relación Ca/Mg en esta misma combinación

(*Jasione* de sustrato básico en suelo ácido) también fue notablemente mayor en hojas y tallo. Estos resultados llevan a pensar que Montcaro podría estar perdiendo eficacia en su adaptación al medio ácido.

En el suelo básico de Courel, con una elevada presencia de calcio y donde la relación Ca/Mg en la CIC presenta valores extremos (viz., 122), la cantidad de calcio en las raíces de Montcaro duplica la cantidad de este elemento presente en las raíces de Estrela y Pirineo. Sin embargo, la ratio hoja:raíz en Montcaro se mantiene en torno a la unidad, mientras que esta se duplica y sextuplica en Pirineo y Estrela, respectivamente (Tabla 2). En Composana, donde hay mayor cantidad de magnesio en el complejo de cambio, 6,3 con respecto a 0,3 y 0,1 cmol kg^{-1} (Tabla 1), la presencia de este elemento es inferior en Montcaro con respecto a las otras dos poblaciones, considerando hojas, tallo y raíz (Tabla 2). También en Composana existe una diferenciación en Montcaro con relación a Pirineo y Estrela, siendo en esta primera la relación Ca/Mg muy superior en los tres tejidos.

Tabla 2 – Resultados del análisis de los elementos totales (g kg^{-1}) en las hojas (H), tallo (T) y raíz (R) de las poblaciones de Jasione *gr.* crispa en Estrela (E), Montcaro (M) y Pirineo (P).

Suelo		*Composana*			*Courel*			*Pedroso*		
		E	M	P	E	M	P	E	M	P
Ca	H	23	12,6	14	61,3	20	21,6	9,5	9,6	10,8
	T	6,3	8,6	7,3	13,5	12,3	10,1	4,3	6,1	5,7
	R	7,6	7,6	6,8	12,7	23,8	11,7	5,7	4,3	4,9
Mg	H	3,2	1,2	2,3	2,4	3,9	4,6	2,6	4,3	2
	T	1,6	1	1,4	1,1	3,1	2,9	1,9	3,8	0,8
	R	3,7	1,3	2,9	1,6	12	8,6	4,8	9,1	5
Al	H	0,2	0,5	0,2	12,6	3,9	4,6	2,6	4,3	2
	T	0,5	0,8	0,3	3,4	3,1	2,9	1,9	3,8	0,8
	R	0,4	0,3	0,2	6,4	12,1	8,6	4,8	9,1	5
Fe	H	0,1	0,4	0,2	1,1	4,8	3,9	1,8	2,7	1,2
	T	0,4	0,5	0,2	3	3	1,9	1,2	2,3	0,6
	R	0,3	0,3	0,2	6	10,4	6,7	3,2	5,6	2,7
Ca/	H	7	9,7	6	25,5	15,9	11	5,2	7,5	4,6
Mg	T	3,7	8,3	4,9	12,1	14,2	8,6	3,8	7	5,5
	R	2	5,8	2,3	7,8	13,2	6	4,2	3,7	3,5

Existe, por tanto, una productividad de Montcaro más eficiente en sustrato básico que en ácido, que no se manifiesta en Pirineo y Estrela, que podría estar relacionada con procesos de aislamiento evolutivo y modificación de rasgos funcionales, al manifestarse p.e. diferencias en la gestión del calcio y magnesio e hiperacumulación de aluminio en medio ácido [4]. La capacidad de prosperar en medios básicos, que podría conllevar una pérdida de eficacia en sustratos ácidos, sugiere que la población de calizas de Montcaro puede estar sometida a constricciones de selección natural como las que conllevan los procesos de especiación.

Conclusiones

Se detectó un comportamiento diferente en *Jasione crispa* de las calizas Mont Caro con respecto a las otras dos poblaciones provenientes de sustratos ácidos, al generar una cantidad notablemente mayor de biomasa en los dos sustratos ligeramente básicos. La gestión de los cationes también fue diferente al de las otras dos poblaciones estudiadas, al acumular una cantidad notablemente mayor de aluminio, hierro y magnesio en el suelo fuertemente ácido, mientras que en sustratos ligeramente básicos (con abundancia de calcio y magnesio), se acumuló una notable menor cantidad de magnesio y se observó una relación equilibrada de calcio entre raíz y hoja. Estos resultados sugieren la existencia de un proceso adaptativo de especiación ecológica en *Jasione crispa* de Mont Caro, que contribuiría a apoyar su reconocimiento taxonómico diferenciado.

Agradecimentos

Este estudio fue parcialmente financiado a través de la subvención GRC2014/028 (Xunta de Galicia). P. Sanmartín agradece su contrato postdoctoral POS-B/2016/030. Los autores agradecen a E. García-Rodeja la aportación del suelo del Courel empleado en el estudio.

Referencias bibliográficas

[1] Rajakaruna, N. 2004. The edaphic factors in the origin of plant species. INT. GEOL. REV. 46: 471-476.

[2] Saéz, L., Aymerich, P., Blanché, C. 2010. Llibre Vermell de les plantes vasculars endèmiques i amenaçades de Cataluyna. Argania editio. Barcelona 811 pp.

[3] Serrano, M. Datos no publicados.

[4] Jansen, S., Broadley, M. R., Robbrecht, E., Smets, E. 2002. Aluminum hyperaccumulation in Angiosperms: a review of its phylogenetic significance. BOT. REV. 68: 235–269.

El limaco *Arion ater: Plaga agrícola o benefactor del suelo? Modelado de su reproducción*

The slug Arion ater*: Agricultural pest or soil benefactor? Modelling its reproduction*

Txurruka, Jesus Mari[1*]; Barroeta, Ziortza[2]; Mendinueta, Amaia[3]; Rodriguez, Iker[4]; Txurruka, Estibalitz[5]

[1*] Departamento de Genética, Antropología Física y Fisiología Animal. jesusmari.txurruka@ehu.eus

[2] Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Ziortza.barroeta@ehu.eus

[3] Mondragón Lingua. amaiamendinueta@gmail.com

[4] Instituto de Enseñanza Secundaria Talaia. iker.rodriguez@ehu.eus

[5] Departamento de Biología Vegetal y Ecología. estibalitz.txurruka@ehu.eus

Resumen

Los limacos son moluscos gasterópodos terrestres que viven una gran parte de su vida semienterrados en el suelo y la hojarasca. En la vertiente atlántica del País Vasco *Arion ater* tiene un ciclo de vida circanual y durante ese período frecuentemente puede llegar a multiplicar por mil su peso de nacimiento. Son voraces herbívoros generalistas que se alimentan de gran variedad de plantas y semillas, con algún consumo ocasional de alimentos de origen animal. Sus abundantes y húmedas heces salen del tracto digestivo sembradas de bacterias y son rápidamente colonizadas por otras bacterias y hongos del suelo. Además, su modo de vida, con largas estancias en abrigos parcialmente subterráneos, va a facilitar la formación y posterior incorporación al suelo de un húmus rico en materia orgánica. Es por lo que los hemos denominado “bioingenieros”. Su innegable éxito ecológico está en gran medida basado en el preciso funcionamento de su aparato reproductor. La perfecta sincronía con la que deben actuar los órganos reproductores exige que estos estén fundamentalmente controlados por un *zeitgeber* o sincronizador ambiental absolutamente predecible, cual es el fotoperíodo. Las curvas de crecimiento de los órganos reproductores se han ajustado con modelos matemáticos con parámetros de significación biológica.

Palabras clave: *Arion ater*, órganos reproductores, modelos matemáticos, curvas de crecimiento.

Abstract

Slugs are terrestrial gastropod molluscs dwelling during a large part of their lifes partially buried in the soil and leaf litter. On the Atlantic side of the Basque Country *Arion ater* has a circannual life cycle and during this period it may frequently multiply its hatching weight by a thousand. They are voracious generalist herbivores that feed on a large variety of plants and seeds, with occasional consumption of food of animal origin. Their abundant and wet faeces leave the gut sown with bacteria and are quickly colonised by other soil bacteria and fungi. Moreover, their way of life, with long stays in partially underground shelters, will ease the formation and subsequent integration into the soil of humus rich in organic matter. That is why we have called them "bioengineers". Their undeniable ecological success is largely based on the precise functioning of their reproductive system. The perfect synchrony with which the reproductive tissues must act requires that they are fundamentally controlled by an absolutely predictable *zeitgeber* or environmental synchronizer, as is the photoperiod. The growth curves of the reproductive organs have been fitted by means of mathematical models with parameters of biological significance.

Keywords: *Arion ater*, reproductive organs, mathematical models, growth curves

Introducción

Desde un punto de vista de diseño animal la mera existencia de los limacos parece altamente improbable, toda vez que son animales con un alto contenido hídrico y carecen de concha o de cutícula protectoras. Sin embargo, cualquier observador calificaría a los limacos como animales con gran éxito evolutivo, tanto desde el punto de vista de su tamaño, no hay que olvidar que, en especies como la que nos ocupa, *Arion ater*, los ejemplares adultos alcanzan tallas que los convierten, con diferencia, en los invertebrados terrestres más grandes de nuestras latitudes; por otra parte, y desde el punto de vista del número de ejemplares y especies presentes en nuestros ecosistemas, con frecuencia los limacos llegan a constituir verdaderas plagas agrícolas, aunque, fuera del entorno humano, son mucho mayores los beneficios que aportan a los ecosistemas que los perjuicios que en ellos ocasionan.

Un individuo de nuestra especie de estudio, *Arion ater*, pesa entre 25 y 30 mg de peso vivo al salir del huevo en otoño y puede alcanzar con relativa frecuencia pesos superiores a 30 gramos a finales de verano del año siguiente, lo que supone haber multiplicado por mil su peso de nacimiento en aproximadamente un año de vida. Debido a que, como en todos los herbívoros, ese aumento de biomasa se produce fundamentalmente mediante el consumo, digestión y posterior asimilación de materiales vegetales, el consumo de alimento es necesariamente alto. Además, la relativamente baja eficiencia de asimilación de los limacos provoca que, en proporción a su tamaño, los limacos sean grandes productores de heces. Las heces salen del tracto digestivo muy húmedas, cargadas de material vegetal parcialmente digerido por las enzimas digestivas del limaco, sembradas con una rica población de bacterias y envueltas en una fina película de moco, lo que las hace fácilmente colonizables por otras bacterias y hongos del suelo. Además, el modo de vida de los limacos, con largas estancias en abrigos con alta humedad y parcialmente subterráneos, va a prolongar las posibilidades de ataque microbiano de las heces, lo que va a facilitar la formación y posterior incorporación al suelo de un húmus rico en materia orgánica. Estos hechos convierten a los limacos en eficaces recicladores de material vegetal a la vez que dispensadores de microabonos.

En lo referente a la reprodución, *Arion ater* es un animal semélparo, lo cual significa que los individuos de esta especie solamente van a disponer de una única oportunidad reproductora en su corta vida de aproximadamente un año. Por tanto, el éxito en la colonización de nuevos territorios o la persistencia de la población de limacos en una determinada área va a depender del éxito reproductor de los individuos de la generación del año anterior. Además, *Arion ater* es un hermafrodita protándrico, lo cual viene a decir que cada individuo va a producir gametos de ambos tipos, vale decir, masculinos y femeninos, aunque no estrictamente a la vez: primero van a producir, casi exclusivamente, espermatozoides, para después pasar a producir casi exclusivamente óvulos.

Tener éxito reproductor va a suponer, en primer lugar, fabricar las estructuras reproductoras con un tamaño adecuado para ser funcionales. En segundo lugar y en orden a minimizar los costes de mantenimiento de dichas estructuras, fabricarlas poco antes del momento en el que van a ser utilizadas. Y finalmente, contar con las reservas necesarias para costear su funcionamiento durante la oviposición.

A efectos operativos, el aparato reproductor suele dividirse en tres secciones: Ovotestis, Órganos Sexuales Accesorios (OSA) y Glándula del Albúmen (GA). El ovotestis es la estructura que va a ser la responsable de la fabricación de los espermatozoides y de los óvulos, cada uno cuando corresponda. Los OSA van a ser los encargados de posibilitar la cópula y la fabricación y puesta de los huevos. La GA es la encargada de aportar el albúmen o vitelo, sustancia esta que va a permitir el desarrollo del embrión dentro del huevo.

Material y métodos

Los limacos fueron recogidos en los terrenos de una finca particular en Kanala (43º22'50"N 2º40'20"W) durante los años 1994, 1995, 2010 y 2011 con una periodicidad de aproximadamente 3 semanas, excepto en invierno. La estrategia de recogida contemplaba la recolección de unos 30 limacos en cada campaña de recogida. Los limacos eran llevados al laboratorio al dia siguiente a su captura y eran mantenidos en condiciones adecuadas de humedad y temperatura y se alimentaban durante un día a base de lechuga. Al día siguiente se pesaban individualmente, se sumergían en nitrógeno líquido, se envolvían en papel de aluminio, se etiquetaban individualmente y se conservaban en arcón congelador a -18 ºC en bolsas herméticas cerradas al vacío. La noche previa a la disección se guardaban en frigorífico a 4 ºC. Las tres secciones del aparato reproductor se colocaban en pocillos de aluminio pretarados y se anotaban los pesos de los órganos. Las muestras individualizadas se volvían a congelar y se liofilizaban a temperatura ambiente durante 24 h. Las últimas trazas de agua se retiraban manteniendo las muestras liofilizadas durante 2 h en estufa a 50 ºC. Después, se anotaba el peso seco de cada muestra y se calcinaba en horno mufla a 450 ºC durante 14 h. El peso de las cenizas se restaba del peso seco correspondiente para obtener el contenido en Materia Orgánica (MO) de cada muestra. La evolución de los pesos de los órganos del aparato reproductor a lo largo del año era modelada en cada caso para ajustarla a curvas de crecimiento obtenidas según ecuaciones ya descritas en trabajos anteriores de nuestro equipo de investigación. [1] y [2]

Resultados y discusión

Los parámetros obtenidos en los ajustes de los datos experimentales de contenido en Materia Orgánica aparecen reflejadas en la Tabla 1. El ovotestis es el único órgano del aparato reproductor de *Arion ater* presente durante toda su vida. Su tasa de crecimiento respecto a las estructuras somáticas muestra una relación alométrica negativa hasta que, en estrecha coincidencia con el solsticio de verano, inicia una fase de crecimiento exponencial llegando al punto de inflexión a mediados de agosto (t_{inf}≈ dia 222 del año) y alcanzando su tamaño máximo de P_{max}≈ 100 mg de MO un mes más tarde, a principios-mediados de septiembre (t_{max}≈ dia 250), casi coincidiendo con el equinocio de otoño. Los OSL inician su desarrollo exponencial a mediados de julio (t_0≈ dia 190) llegando al punto de máximo crecimiento en sincronía con el dia en el que el ovotestis alcanza su tamaño máximo (≈ dia 250). A su vez los OSL llegan a su P_{max}≈ 275 mg MO la segunda/tercera semana de octubre (t_{max}≈ dia 295), en sincronía, esta vez, con el día de máximo crecimiento de la GA, órgano este que llegará a su P_{max}≈ 375 mg a finales de octubre/principios de noviembre (≈ dia 305), fecha que indicaría el inicio del período de oviposición.

Conclusiones

El "cuándo" del desarrollo del aparato reproductor de *Arion ater* parece estar básicamente controlado por el fotoperíodo o duración relativa del dia y la noche. La coordinación "fina" del crecimiento de las tres estructuras estudiadas probablemente se produzca mediante hormonas, que serán las encargadas de llevar información detallada sobre la situación, tanto estructural como funcional o fisiológica, de cada órgano. Por lo que respecta al "cuánto" puede crecer cada órgano, probablemente sea una variable que quede limitada por las condiciones ambientales y nutricionales de cada año.

Referencias bibliográficas

[1] Txurruka, JM, Butrón, A., Aranbaltza, U., Ortega, M. 2003. Reallocation of somatic organic matter to reproductive tissues and to egg-laying in the slug *Arion ater* (L.). BCPC SYMPOSIUM PROCEEDINGS NO. 80: 51-56.

[2] Txurruka, JM, Ortega, M., Saenz, J. 2005. Modelling growth of the reproductive tract of slugs (*Arion ater*) from two populations of Urdaibai (Biscay, Northern Spain). IOBC WPRS BULL, 28 (6): 41-51

Tabla 1. Parámetros con significación biológica obtenidos mediante la modelación de las tres estructuras reproductoras estudiadas en *Arion ater*.

OVOTESTIS
Modelo de la Campana de Gauss

					Día del calendario			
Año	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**
n	222	367	310	254				
Peso max (mg)	103.9 ± 4.5	98.8 ± 2.6	90.1 ± 2.9	78.2 ± 3.4				
t inf (día)	222.2 ± 2.4	229.0 ± 1.6	225.6 ± 1.3	222.2 ± 2.2	10 de Agosto	17 de Agosto	14 de Agosto	10 de Agosto
t max (día)	249.2 ± 0.9	253.4 ± 1.0	248.4 ± 1.0	249.8 ± 3.4	6 de Septiembre	10 de Septiembre	5 de Septiembre	7 de Septiembre
R^2	0.662	0.749	0.735	0.653				

ÓRGANOS SEXUALES ACCESORIOS
Modelo de la Campana de Gauss

					Día del calendario			
Año	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**
n	222	317	214	140				
Peso max (mg)	288.8 ± 6.9	267.2 ± 6.0	279.5 ± 11.6	238.7 ± 36.8				
t inf (día)	247.0 ± 2.7	253.5 ±1.8	246.1 ± 5.8	245.1 ± 7.6	4 de Septiembre	10 de Septiembre	3 de Septiembre	2 de Septiembre
t max (día)	283.8 ± 6.9	296.9 ± 1.3	296.6 ± 11.9	266.3 ± 52.1	11 de Octubre	21 de Octubre	24 de Octubre	23 de Septiembre
R^2	0.826	0.824	0.695	0.578				

Modelo de la curva Exponencial Parabólica

					Día del calendario			
Año	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**
n	222	317	214					
Peso max (mg)	282.4 ± 6.1	246.2 ± 4.9	277.4 ± 11.6					
t_0 (día)	198.9 ±2.7	188.9 ± 2.2	192.7 ± 5.3		18 de Julio	8 de Julio	12 de Julio	
t max (día)	282.7 ± 2.4	295.6 ± 2.2	296.4 ± 7.3		10 de Octubre	23 de Octubre	23 de Octubre	
R^2	0.828	0.812	0.703					

GLÁNDULA DEL ALBÚMEN
Modelo de la Campana de Gauss

					Día del calendario			
Año	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**	**1994**	**1995**	**2010**	**2011**
n	222	290						
Peso max (mg)	375.0 ± 18.8	370.5 ± 17.2						
t inf (día)	274.1 ± 2.2	282.5 ± 2.1			1 de Octubre	10 de Octubre		
t max (día)	296.6 ± 2.7	313.7 ± 2.3			24 de Octubre	10 de Noviembre		
R^2	0.596	0.609						

PONENCIA
CLAUSURA

Politíca europea de protección del suelo

European Soil policy

Claudia Olazábal

Jefa de Unidad de la unidad Gestión del suelo

Dirección General de Medio Ambiente, Comisión Europea * claudia.olazabal@ec.europa.eu

Resumen

Desde el quinto programa de acción comunitario de actuación en materia de medio ambiente, la degradación creciente de los suelos ya se identificó como un grave problema para la Unión Europea. La Comisión Europea ha intentado desarrollar una política europea de protección del suelo en diferentes etapas. En efecto, adoptó una Comunicación "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo" presentada en 2002 (COM (2002) 179). Tras una extensa consulta pública, en 2006 adoptó una Estrategia temática para la protección del suelo (COM (2006) 231) cuyo objetivo era la protección y la utilización sostenible de los suelos y que incluía una propuesta legislativa para una Directiva marco para la protección del suelo. A la adopción de esta propuesta siguieron ocho años de debates legislativos. Durante este tiempo el Parlamento Europeo llegó a un acuerdo, pero el Consejo de Estados miembros no lo hizo debido a una minoría de bloqueo sobre la proposición. En 2014, la Comisión Europea decidió retirar su propuesta. La presentación se centrará en las dificultades que han impedido la adopción de una política europea de protección del suelo y también tratará de lo que la investigación puede aportar a este debate.

Palabras clave o Palabras clave: Directiva, Comisión Europea, Estrategia Temática.

Summary

Since the fifth program of Community action on environmental matters, the growing degradation of soils has already been identified as a serious problem for the European Union. The European Commission has tried to develop a European policy of soil protection in different stages. Indeed, it adopted a Communication "Towards a thematic strategy for soil protection" presented in 2002 (COM (2002) 179). Following an extensive public consultation, in 2006 it adopted a Thematic Strategy for Soil Protection (COM (2006) 231) whose objective was the protection and sustainable use of soils and which included a legislative proposal for a Framework Directive for the protection of soil. floor. The adoption of this proposal followed eight years of legislative debates. During this time the European Parliament reached an agreement, but the Council of Member States did not do so due to a blocking minority on the proposal. In 2014, the European Commission decided to withdraw its proposal. The presentation will focus on the difficulties that have impeded the adoption of a European soil protection policy and will also address what research can contribute to this debate.

Keywords: Directive, European Commission, Thematic Strategy.

CICS2018