



El conflicto de uso del suelo y la calidad de los alimentos The soil use conflict and food quality

P. Pérez-Rodríguez , E. de Blas , B. Soto , X. Pontevedra-Pombal & J.E. López-Periago

To cite this article: P. Pérez-Rodríguez , E. de Blas , B. Soto , X. Pontevedra-Pombal & J.E. López-Periago (2011) El conflicto de uso del suelo y la calidad de los alimentos The soil use conflict and food quality, CyTA - Journal of Food, 9:4, 342-350, DOI: [10.1080/19476337.2011.615944](https://doi.org/10.1080/19476337.2011.615944)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/19476337.2011.615944>



Copyright Taylor and Francis Group, LLC



[View supplementary material](#)



Published online: 04 Nov 2011.



[Submit your article to this journal](#)



Article views: 2601



[View related articles](#)



Citing articles: 3 [View citing articles](#)

El conflicto de uso del suelo y la calidad de los alimentos

The soil use conflict and food quality

P. Pérez-Rodríguez^a, E. de Blas^a, B. Soto^a, X. Pontevedra-Pombal^b and J.E. López-Periago^{a*}

^aDepartamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo, Ourense E-32004, Spain; ^bDepartamento de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela, Spain

(Received 31 May 2011; final version received 16 August 2011)

We discuss the problems arising from the intensification of the land use conflict on the basis of three main threats that may compromise the food safety and its quality. We focused on: (A) the importance of soil conservation to protect the water resources and the consequences of inadequate soil use planning on the water quality and food, (B) the problem of soil as destination of organic wastes and its use in agriculture, (C) finally we discuss the problem of the competence for energy production, highlighting the conflict between biofuels and food production.

Keywords: soil use; food safety; contamination; soil quality

Se discuten los problemas derivados de la intensificación del conflicto de los usos del suelo en base a las tres amenazas que pueden comprometer la calidad y seguridad alimentaria. Este trabajo se centra en analizar: A) la importancia de la conservación del suelo como protector de los recursos hídricos y las consecuencias de la mala ordenación de usos del suelo sobre la calidad del agua y los alimentos, B) el problema del empleo del suelo como receptor final de residuos orgánicos y la compatibilidad con su uso agrícola, C) finalmente se abordará el problema de la competencia del uso del suelo para la producción de energía, destacando el conflicto entre la producción de biocombustibles y alimentos.

Palabras clave: uso del suelo; seguridad alimentaria; contaminación; calidad del suelo

Introducción

La sostenibilidad y seguridad del sistema global de producción de alimentos dependen de la conservación de determinadas funciones del suelo, que es un recurso finito y no renovable. Actualmente la producción primaria de alimentos prioriza el mantenimiento de la productividad del suelo, disminuyendo los costes financieros. La degradación del suelo inducida por la agricultura intensiva es la causa principal de pérdida de productividad; por ello, la investigación agronómica se ha orientado hacia sistemas de cultivo que mantengan la productividad del suelo. Algunos ejemplos significativos son sistemas basados en no-laboreo, siembra directa, cultivos resistentes a herbicidas, cultivos resistentes a la sequía y a la salinidad y eficiencia de uso del agua. En el contexto de seguridad del suministro global de alimentos las estimaciones no parecen comprometidas a corto plazo. Otra cuestión es la calidad de los alimentos, la cuál depende de muchas otras funciones ecológicas del suelo (Matson, Parton, Power, & Swift, 1997). El concepto de suelo como capital natural y de servicios al ecosistema es de gran importancia para comprender su valor y función como soporte vital en múltiples aspectos (Robinson &

Lebron, 2010; Robinson, Lebron, & Vereecken, 2009). Además de la producción, el suelo tiene otras muchas funciones ecológicas que están directamente relacionadas con la calidad de los alimentos. Éstas son la inactivación y regulación de la producción de sustancias tóxicas que pueden aparecer en la cadena alimentaria (Singh et al., 2011). Es importante, por tanto, que el manejo y aprovechamiento de los suelos preserven estas funciones.

Todas las funciones potenciales del suelo deberían compatibilizarse, o al menos ordenarse con criterios racionales. En regiones industrialmente avanzadas y con elevada densidad de población, esta compatibilidad se ha constituido en una exigencia social, priorizando en ocasiones las funciones ambientales del suelo, como por ejemplo la actual Política Agraria de la Unión Europea, que intenta resolver el conflicto de usos del suelo a favor de sus funciones ambientales mediante el desacoplamiento entre la producción y las ayudas a la agricultura (i.e., pagar por no producir o la inclusión de criterios de ecocondicionalidad en las ayudas a la agricultura).

La solución transitoria al conflicto de usos del suelo se está haciendo a costa de exportar los costes

*Corresponding author. Email: edelperi@uvigo.es

ambientales más onerosos (e.g., sistema global de producción de forrajes) a los países en vías de desarrollo en los que los derechos ambientales todavía no están reconocidos por sus respectivas autoridades. La regionalización del sistema de producción mundial de alimentos está causando un abuso de la productividad primaria neta y una sobreexplotación de los servicios ecológicos del suelo en países con sistemas de control ambiental y/o sanitario deficitarios. En las regiones densamente pobladas de las economías emergentes, el conflicto de usos del suelo se está intensificando y extendiendo, con posibles consecuencias en la calidad del suelo y por tanto en su función sobre la calidad de los alimentos.

En este trabajo se intenta poner de relieve la importancia que tiene una gestión adecuada del suelo para el mantenimiento de la calidad de los alimentos, en el contexto del conflicto de usos del suelo. Para ello, destacaremos la relación existente entre algunos aspectos vinculados tanto con la conservación del suelo como con la producción y calidad de los alimentos. Entre ellos se abordan: a) la relación entre uso del suelo y calidad de los recursos hídricos, b) el conflicto de los residuos y c) el conflicto con el aprovechamiento energético.

A) La relación entre el uso del suelo y los recursos hídricos

Los ecosistemas acuáticos están afectados por la relación precipitación/escorrentía, la cuál está determinada por las características y por el uso del suelo. La calidad fisicoquímica y biológica de la escorrentía tiene una influencia directa sobre la calidad del agua y materias primas alimentarias de origen acuático (Carro, García, Ignacio, & Mouteira, 2010). La calidad del agua y, por consiguiente, de las materias primas acuáticas dependen no solamente de focos de contaminación puntuales, sino que la contaminación difusa, que es dependiente de la ordenación de los usos del territorio, tiene consecuencias a más largo plazo y en zonas más extensas. La ordenación de usos de suelo en las cuencas hidrográficas es una necesidad en las regiones en las que la explotación de recursos alimentarios acuáticos costeros y continentales costeros es un sector estratégico. A pesar de que la ordenación de cuencas y la protección de recursos hídricos con criterios ambientales están legisladas en muchos países, existe un gran déficit de conocimiento para establecer relaciones cuantitativas entre medidas de ordenación y cambios efectivos en la influencia sobre el medio acuático. Ese aspecto es muy importante, habida cuenta del coste económico que pueden tener algunas de estas medidas (Laukkanen & Huhtala, 2008; Laukkanen et al., 2009). Actualmente existen propuestas de modelos para estimar los efectos de acciones de política de ordenación de cuencas. Las autoridades reconocen el problema pero, es de destacar

la ausencia de leyes adecuadas de saneamiento de aguas residuales en algunos países. Más importante es el incumplimiento de leyes de vertidos en países de la UE por problemas de administración y/o financieros. Esto es la consecuencia inevitable del desorden en el uso del suelo y de la ineficacia de su uso como recurso en la gestión del agua. Uno de los ejemplos es el aprovechamiento de su función potencial como sistema complementario de depuración de aguas residuales urbanas que, por ejemplo, en España está muy poco desarrollado. Los problemas no se limitan únicamente a la gestión de suelo urbano y periurbano, sino también a la ordenación de suelos forestales y agrícolas. La intensificación agrícola causa un aumento de la carga de sedimentos, elementos traza y contaminación biótica en los cursos de agua superficiales por efecto de la degradación de la capacidad de infiltración de los suelos (Mirás Avalos et al., 2009; Sande Fouz, Mirás Avalos, & Paz González, 2007). Con respecto a la gestión del suelo agrícola, uno de los mayores problemas de seguridad alimentaria es la intensificación de las mareas rojas litorales (inducidas por ciclos naturales de incrementos de temperatura) en condiciones de sobrecarga de nutrientes procedentes de la fertilización de los cultivos. La importancia de ordenar las actividades agrícolas para prevenir la descarga de nutrientes en sistemas acuáticos es obvia. Debería tratarse de institucionalizar las buenas prácticas de manejo en relación con el impacto en el litoral (Laukkanen et al., 2009). Para ello, una medida muy importante es mantener bandas de protección alrededor de los terrenos cultivados que atenúen la escorrentía agrícola. Esta es la manera más efectiva de disminución de la carga de contaminación no puntual (Delgado, López Periago, & Díaz-Fierros Viqueira, 1995), no solamente para sistemas acuáticos continentales sino que también para el litoral. En el caso de España, el Real Decreto Legislativo 1/2001, del 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas, su artículo 6 establece una servidumbre de cinco metros de protección y una zona de 100 m de vigilancia. Esta zona deberá ser suficiente para garantizar esta protección, puesto que bandas de protección entre dos y ocho metros (distancia entre los cultivos y el cauce en la que no se aplican purines) disminuyen al 98% la concentración de contaminantes en formas orgánicas en la escorrentía superficial que llega a los cauces (Núñez-Delgado, López-Periago, Quiroga-Lago, & Díaz-Fierros Viqueira, 2001).

Con respecto al riesgo de contaminación de aguas subterráneas por actividades agrarias, la profundidad de la capa no saturada desde la superficie del suelo al nivel freático es crítica. Profundidades entre 3,7 a 0,7 m para disminuir la contaminación orgánica al 99% han sido propuestas por algunos autores (Delgado, López Periago, & Díaz-Fierros Viqueira, 1995); estas diferencias se deben a la influencia de variables climáticas, la topografía y el tipo de suelo.

La relación entre el uso del suelo y los recursos hídricos incluye, como se ha comentado, aspectos vinculados a la calidad de las aguas pero también con la cantidad de agua circulante en los sistemas fluviales. En este sentido, la expansión de las explotaciones forestales en ciertos países de nuestro entorno (y del que Galicia es un claro ejemplo) ha dado lugar a una fuerte controversia sobre el incremento de los consumos hídricos de estas explotaciones y la limitación en su uso con otros fines. Recientemente, se ha demostrado que el consumo de agua subterránea por una plantación de *E. Globulus* durante períodos estivales duplica al de un uso de prado en similares condiciones (Rodríguez-Suárez, Soto, Perez, & Diaz-Fierros, 2011). La mayor parte de las explotaciones forestales están formadas por especies con alta demanda hídrica y se ha observado una reducción de la descarga hídrica de 40 mm tras la repoblación forestal, llegando a registrarse en algún caso valores de hasta 600 mm de reducción en el agua circulante (Andréassian, 2004).

La agricultura en estos momentos supone el 80% del consumo de agua en España (INE, 2009), por lo que las políticas de expansión de regadíos destinados al incremento del valor final de la producción agrícola (debe tenerse en cuenta que el valor económico de la producción de las tierras de regadío es cinco veces superior que las tierras de secano) pueden suponer un incremento de los consumos que conlleva un deterioro de la amortiguación de la carga de contaminantes en efluentes urbanos e industriales.

Por tanto, la ordenación adecuada del suelo no sólo es primordial para la preservación de la biodiversidad de los ecosistemas y la sostenibilidad de la producción agrícola, sino que además, supone una pieza fundamental en la gestión de los recursos hídricos, tanto cualitativa como cuantitativamente y, consecuentemente en la conservación de uno de los recursos naturales más limitante, como es el agua potable.

B) El conflicto de los residuos

Otra de las consecuencias de la disputa entre los servicios del suelo, en un contexto de limitación del espacio, es su utilización en el procesamiento y reciclaje de residuos. El uso del suelo como receptor final de residuos orgánicos, urbanos y ganaderos es inevitable ya a corto plazo. Las ventajas de la mejora de las funciones del suelo por la aplicación de enmiendas orgánicas está demostrada en diversos trabajos (Acea & Carballas, 1996; Beloso et al., 1993; Díaz-Raviña, Acea, & Carballas, 1989; Villar, González-Prieto, & Carballas, 1998; Villar, Petrikova, Díaz-Raviña, & Carballas, 2004a, 2004b; Villar et al., 1993). Sin embargo, existen dos problemas asociados al uso de los residuos orgánicos: uno es su contenido en sustancias tóxicas persistentes (principalmente elementos traza) y su potencial de acumulación en el suelo,

y el otro es el de la contaminación biótica por microorganismos patógenos. Estos problemas afectan negativamente a la seguridad de los alimentos desde un punto de vista sanitario. Por tanto, la calidad y la disponibilidad de los alimentos sanos dependen de la ordenación de usos y buenas prácticas de aplicación de residuos al suelo. Los objetivos del manejo y aplicación de residuos al suelo son, principalmente, la estabilización de la materia orgánica e inactivación de tóxicos y la eliminación de la carga de patógenos.

Contaminación por elementos traza

Un criterio de aplicación de residuos orgánicos compostados es su contenido en elementos traza. Las normativas de fertilizantes incluyen los límites máximos en compost (Tabla adicional 1). Los residuos urbanos (RU) tienen, por lo general, mayores concentraciones que los niveles naturales de los suelos. Los elementos con potencial tóxico que son más abundantes en los RU son el Zn y Pb. El factor más importante en la solubilidad y biodisponibilidad potencial para las plantas es su complejación con la materia orgánica estabilizada. El compostaje es el sistema más eficiente y seguro para reciclar la materia orgánica y prevenir la contaminación del agua y del suelo. El compost aplicado al suelo puede controlar la absorción excesiva de sustancias potencialmente tóxicas por la planta porque disminuye la disponibilidad de estos elementos en relación con otros métodos de estabilización de los residuos orgánicos (Figura adicional 1). El uso de compost (procedente tanto de RU como de lodos de depuradora) en el suelo agrícola causa un aumento del contenido de estos elementos en los suelos y, tiene influencia sobre su biodisponibilidad para la asimilación por los cultivos. La adición de compost de lodo de depuradora a suelos ácidos sobrecargados con Cu, Pb y Zn (adiciones de 1 g kg⁻¹ suelo) en una relación de compost/suelo del 6% produce una disminución del 99% de las formas solubles de Cu y Pb y 80% de Zn (Paradelo, Villada, & Barral, 2011). La biodisponibilidad depende del tipo de enlace químico entre el elemento traza y el compuesto orgánico, del pH, de la concentración del elemento traza y de la capacidad de asimilación específica de la planta para cada elemento. La secuencia de afinidad de los elementos traza por la materia orgánica depende de la composición de la materia orgánica y del pH. Las secuencias típicas de afinidad determinadas experimentalmente para fracciones del humus son las siguientes (Ross & Kaye, 1994): ácidos fúlvicos a pH 5 Cu > Pb > Zn, ácidos húmicos a pH 4 Zn > Cu > Pb, y ácidos húmicos a pH 7 Cu >> Pb > Cd > Zn. En general el Pb es el elemento menos biodisponible y el Ni el más biodisponible, el Cd, Zn, Cu tienen niveles intermedios de biodisponibilidad. Sin embargo, en estudios recientes se ha puesto de manifiesto la dificultad de establecer relaciones unívocas

entre la disponibilidad de elementos traza en RU compostados y los resultados de fraccionamiento en el laboratorio BCR (Paradelo et al., 2011). Con respecto al problema de la utilización de lodos de depuradora procesados, el elemento que puede tener más impacto en el suelo es el Zn, ya que éste es el que produce mayores alteraciones en la actividad microbiana y en la fertilidad del suelo (Smith, 2009).

La sensibilidad de los cultivos a niveles elevados de elementos traza en el suelo varía según cada especie. En general, los problemas de desarrollo y crecimiento se incrementan en el siguiente orden: cereales, cultivos leñosos, crucíferas y leguminosas. Un efecto pasivo, que afecta directamente a la producción de alimentos más que al desarrollo de las plantas, se deriva de la acumulación de elementos traza en los órganos cosechables sin que se manifiesten síntomas fitopatológicos. En la estimación del riesgo de enriquecimiento en elementos traza, se pueden establecer relaciones entre el coeficiente de reparto sólido-líquido en el suelo (K_d) y el factor de absorción de la planta (*plant uptake factor*, PUF) que es la relación de concentraciones de elemento entre la planta y el suelo. El empleo del PUF respecto al contenido de Cd y Pb total en el suelo (PUF_{total}) está razonablemente correlacionado con los contenidos de estos elementos en las plantas y, por tanto, con el contenido de asimilables, resultando el PUF_{total} para el Cd = 1,77, y para el Pb = 0,052 (Chen et al., 2009). Dosis de 80 t ha^{-1} de compost de RU añadidas a suelos calizos causan un incremento del contenido en Cu, Cd y Zn sin alteraciones del desarrollo, con un PUF_{total} para Cu = 1 (Lakhdar, ben Achiba, Montemurro, Jedidi, & Abdely, 2009). La acumulación de elementos traza en pastos causa la acumulación en leche y carne (Alonso et al., 2003), siendo los más tóxicos para el ganado el Cd y el Cu. El Zn actúa como un antagonista metabólico del Cd en la planta por lo que una relación de Zn/Cd en el suelo mayor de 200 previene la acumulación en la planta y la intoxicación del animal. La Agencia de Protección Ambiental de EEUU (U.S. EPA, 2000) propuso reglamentos que rigen el uso de lodos en base a límites numéricos de las tasas acumuladas de carga de elementos traza en suelos. Estos límites se generaron a través del análisis de evaluación de riesgos basado en el modelado del flujo de metal a través de varias vías terrestres. Para verificar el modelado, Granato, Richardson, Pietz, & Lue-Hing (1991) analizaron datos procedentes de una superficie de 6.300 ha, observando que estos modelos no ofrecen buenas predicciones de bioacumulación de Cd, Cu y Zn en hojas y grano de maíz y en el grano de trigo. El modelo de rutas de elementos traza asumido por la U.S. EPA no tomó en cuenta el pH del suelo (Tabla adicional 2) y predice que la concentración en la planta se relaciona linealmente con las tasas de carga de metal en el suelo. Los datos de campo de Granato et al. (1991) indican que las concentraciones en la cosecha dependen del pH del

suelo y aumentan a partir de bajas cargas de metal, pero luego se hacen independientes de la tasa las mismas. Estos autores mostraron que en ninguno de los estudios revisados se observaron casos de fitotoxicidad en maíz o trigo a pesar de que las tasas de carga del suelo para el Cr, Cu, Ni y Zn fueron 13, 28, 3 y 16 veces más altas que sus respectivos umbrales fitotóxicos predichos por el modelo.

Diversos autores indican que no hay evidencias de que, tras el abandono del suelo con residuos orgánicos, la mineralización de la materia orgánica cause una liberación de formas biodisponibles de elementos traza (Smith, 2009). En el caso del Cu, esto está avalado por estudios en suelos envejecidos (Arias-Estévez, Nóvoa-Muñoz, Pateiro, & López-Periago, 2007), los cuáles muestran que el Cu se estabiliza lentamente asociándose a fracciones inorgánicas (e.g., asociados a sesquóxidos de Fe y Al con diferentes grados de cristalinidad).

En general es deseable que los residuos con potencial aprovechamiento agrícola tengan los niveles de elementos traza lo más bajos posible. Esto se consigue tanto desde la propia producción en origen de los residuos, procurando la contención de los niveles mediante el control de contenidos de elementos traza en las propias materias primas, como la adopción de técnicas de transformación con mínimos o nulos aportes de dichos elementos. El objetivo es que los residuos tengan la mayor capacidad complejante posible, a la par de unos niveles mínimos de elementos traza. En este sentido, los abonos verdes y residuos de cosecha compostados poseen un mayor potencial de complejación que otros tipos de residuo con contenidos en elementos traza. En el caso de los RU procesados, los niveles máximos deben ser conservadores pero realistas en cuanto a la posibilidad técnica de ser respetados. Estos deben de constituir un acicate a la adopción de medidas de reciclaje de los RU en la agricultura pero, al mismo tiempo, deben ser conservadores para prevenir los impactos negativos en la calidad de los alimentos por una acumulación a largo plazo en el suelo (Smith, 2009).

Otro elemento de seguridad son los valores límite de ingesta de elementos traza en la alimentación. Estos han sido modificados por la Agencia Europea de Seguridad Alimentaria en el 2009 (EFSA 2009). Así, por ejemplo, para el Cd se establecen unos valores límites de ingesta semanal de $2,5 \mu\text{g Cd kg}^{-1}$ de peso corporal. Este nivel está cerca de los límites mínimos teóricamente alcanzables en muchos sistemas de cultivo y pueden constituir una limitación para la utilización de residuos en suelos agrícolas (Singh et al., 2011). Niveles tan bajos pueden comprometer el uso agrícola de suelos ácidos y de suelos con niveles naturales de elementos traza entre moderados y elevados. En los mapas (Figura adicional 2) se ilustran los niveles de Cu y Cd en la capa superior del suelo en Europa UE-27. Se observa que en grandes áreas

los niveles de Cd superan los $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ y los 30 mg Cu kg^{-1} , lo cuál supondría que con un PUF de 1,77 para el Cd y usando la unidad nutricional estándar de 500 kg de grano de cereal por persona y día, con un aprovechamiento del grano del 70%, el nivel máximo de Cd en suelos sería de $14,7 \text{ mg kg}^{-1}$. Una representación de los niveles de elementos traza a una menor escala que la representada en la Figura adicional 2 indicaría zonas menores con niveles más altos. Por ejemplo, en un estudio de la distribución espacial de Cu en suelos a pequeña escala mostró concentraciones locales con niveles fitotóxicos ($> 100 \text{ mg Cu total kg}^{-1}$) (Fernández-Calviño, López-Periago, Nóvoa-Muñoz, & Arias-Estévez, 2008).

Otro problema de contaminación abiótica son los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y los derivados del policlorobifenilo (PCBs), procedentes de la combustión de los RU pero también de los combustibles fósiles o incendios forestales. El potencial de migración de contaminantes como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) y los derivados del policlorobifenilo (PCBs) en fase acuosa es muy bajo; sin embargo el transporte en suspensión facilitado por coloides puede causar una eventual contaminación de aguas superficiales y subterráneas. La gestión correcta de residuos compostados puede también mejorar las condiciones del suelo agrícola, descontaminando suelos con elevadas concentraciones de PAHs (Plaza, Xing, Fernández, Senesi, & Polo, 2009). En esta línea, se ha observado que los carbones producidos en la combustión incompleta de restos forestales e incluso los carbones presentes en los incendios forestales, tienen una gran capacidad de inactivación de PAHs (Pérez-Gregorio, García-Falcón, Martínez-Carballo, & Simal-Gándara, 2010).

Contaminación biótica

La aplicación de residuos con carga bacteriana puede tener consecuencias directas sobre la salud de los consumidores. El apoyo económico a la fertilización orgánica puede incrementar esta práctica y potenciar este riesgo (EFSA, 2007). El manejo de estiércoles debe de ser muy cuidadoso ya que errores de manipulación de la cosecha en sistemas de explotación que utilicen estiércoles o lodos de depuradora pueden originar casos de intoxicaciones por consumo de verduras y hortalizas en crudo (Arthurson, Sessitsch, & Jäderlund, 2011; Edrington et al., 2009; Martínez, Dabert, Barrington, & Burton, 2009; Talley et al., 2009; Venglovsky, Sasakova, & Placha, 2009) y casos graves de intoxicación por un grupo de enterobacterias hemorrágicas de *Escherichia coli* (Habteselassie, Bischoff, Applegate, Reuhs, & Turco, 2010) (Tabla adicional 3). Recientemente, en junio de 2011, han sido difundidos en medios de comunicación la aparición de brotes de contaminación alimentaria con cepas de *E. coli* hemorrágica en productos hortícolas que han

sido relacionadas con muertes de personas en países del norte de Europa. No están todavía disponibles los informes oficiales definitivos sobre las causas, la extensión y gravedad de este episodio.

Otro de los problemas específicos es la contaminación de alimentos por esporas como consecuencia de su ubicuidad, resistencia y persistencia. La fuente de esporas bacterianas en la cadena alimentaria incluye el suelo, los lodos de depuradora, los abonos animales, piensos e ingredientes alimentarios. La estrategia de control de la contaminación bacteriana de alimentos debe de incluir prácticas de manejo adecuadas de los abonos de origen animal y técnicas de procesamiento y de aplicación a los cultivos. Entre las prácticas de procesamiento de abonos animales que disminuyen la carga de patógenos se propone sustituir el sistema de fosas y cisternas por manejo de estiércoles implantando el compostaje. Otras técnicas son los sistemas de fermentación con producción de biogás, separación de fases con depuración y desinfección del extracto acuoso, secado térmico de la fracción de sólidos y compostaje de sólidos. En la fase de la aplicación de los abonos de origen animal el sistema de aplicación al suelo tiene influencia en la dispersión de patógenos. En la Figura adicional 3 se muestran sistemas de aplicación de abonos animales con diferentes riesgos de contaminación alimentaria. La aplicación convencional de estiércol líquido con cisterna y los cañones de proyección incrementan el riesgo de dispersión y deposición de patógenos en los cultivos (Figura adicional 3A). El esparcidor de estiércol con difusor centrífugo puede causar problemas de dispersión aérea de esporas (Figura adicional 3B). Existen alternativas para aplicar estiércol líquido que disminuyan la proyección de aerosol (Figura adicional 3C), o que lo elimine totalmente y disminuya las emisiones a la atmósfera de gases de efecto invernadero (Figura adicional 3D).

El auge del compostaje como método barato y eficaz de procesamiento de abonos puede presentar problemas si el proceso no está correctamente realizado. Durante el compostaje se producen gran cantidad de esporas, algunas de las cuales pueden tener un potencial patogénico. Las condiciones ambientales y de manejo de los residuos tienen una fuerte influencia sobre la esporulación y los tipos de organismos que esporulan, así como sobre el potencial patogénico y, por tanto, sobre propiedades relevantes para la calidad de los alimentos y su seguridad (Carlin et al., 2000; Carlin, 2011).

La normativa española sobre la calidad microbiológica del abonos de origen animal (BOE 131, 2/6/1998) especifica que debe haber ausencia de *Salmonella* en una muestra de 25 g, menos de 1000 NMP g^{-1} de streptococos fecales y menos de 100 UFC g^{-1} de enterobacterias totales. En la normativa de compost se establece que *Salmonella spp* debe estar ausente en una muestra de 50 g y *Clostridium perfringens* ausente en 1 g de compost.

C) El conflicto de la energía

El conflicto entre usos del suelo y la energía tiene antecedentes históricos en la deforestación en contra de recursos cinegéticos, inundación de los suelos de vega para aprovechamiento hidroeléctrico, degradación del suelo por la lluvia ácida inducida por combustión de carbono fósil y contaminación por isótopos radiactivos debido principalmente a escapes de centrales eléctricas nucleares.

El aspecto más preocupante es el conflicto directo de uso del suelo para biocombustibles y alimentos. Este conflicto se ha exacerbado debido al rápido incremento de población y la necesidad y el deseo de los humanos de disponer de alimentos y energía de calidad (Mathis, 2009). Los biocombustibles han sido considerados como una prometedora fuente de energía barata y renovable. Sin embargo hay una percepción de la amenaza de un fuerte conflicto con la producción global de alimentos y seguridad alimentaria (Gomiero, Paoletti, & Pimentel, 2010). Este conflicto se agudiza en países en vías de desarrollo donde la competencia por la productividad primaria neta afecta al suministro mínimo de alimentos y fibras. El etanol y biodiesel se obtienen de materias primas que podrían tener uso alimentario. Suministrar una pequeña parte del combustible que se necesita para el transporte requiere grandes extensiones de suelos de buena calidad. Además, la roturación a gran escala de praderas para la producción de etanol de cereal puede tener consecuencias negativas tanto sociales como ecológicas, tal es el caso de las plantaciones de palma para la obtención de aceite para biodiesel en Indonesia (Jayed, Masjuki, Saidur, Kalam, & Jahirul, 2009).

Con respecto a Europa, los riesgos ambientales asociados a la producción masiva de materias primas para la obtención de biocombustibles han sido tenidos en cuenta en el desarrollo normativo a nivel comunitario. Así, la Directiva 2009/28/CE incluye una serie de aspectos relativos a la producción de materias primas con esta finalidad. De este modo, en el cálculo de las emisiones de gases de efecto invernadero procedentes de la producción de combustibles, se incluyen las emisiones procedentes de las modificaciones en las reservas de carbono causadas por el cambio en el uso del suelo, es decir, debe computarse dentro de las emisiones la pérdida de materia orgánica y por tanto de la calidad del suelo. Asimismo, en el cómputo de la reducción de emisiones por el uso de biocombustibles sólo se tienen en cuenta aquéllos que se obtienen a partir de materias primas que no proceden de tierras de elevado valor en cuanto a biodiversidad, entendiendo como tal bosques de especies nativas o prados de alto valor ecológico.

Por tanto, ante la posibilidad de que el encarecimiento de los combustibles fósiles promueva el aprovechamiento desmedido del suelo para la producción de biocombustibles, las políticas diseñadas ante esa situación limitan el uso de tierras no adecuadas por su valor ecológico o el uso de tierras de clara vocación agrícola-alimentaria. Por otra parte, desde el punto de

vista del desarrollo científico-tecnológico se pretende promover el desarrollo de tecnologías que permitan obtener a nivel industrial los denominados biocombustibles de segunda generación, es decir, obtenidos a partir de materiales lignocelulósicos o bien a partir del cultivo de algas (Brennan & Owende, 2010; Goh & Lee, 2011).

Existen antecedentes de importación de especies de otros ecosistemas que se han introducido deliberadamente y, en ocasiones, con entusiasmo, como nuevas fuentes de alimentos, fibra o combustible, sin evaluar los daños potenciales al medio ambiente. Por ejemplo, las propuestas para el uso de *Eucalyptus* como combustible, hacen olvidar que muchos de los suelos usados para su plantación tienen una calidad agrícola que permitiría cultivos más valiosos desde el punto de vista de la alimentación. Es necesaria una contabilidad transparente y neutra de los pros y los contras de la siembra generalizada de cultivos de uso potencial como biocombustible. De lo contrario, puede darse la paradoja de que coexistan políticas de estímulo de plantación e introducción de plantas invasoras, al mismo tiempo que se subvencionan políticas de erradicación de especies invasoras.

Conclusión

Estamos en una época en la que se suceden nuevas propuestas de aprovechamiento de recursos y servicios de los ecosistemas, algunas de ellas se recuperan de la historia y otras ni siquiera se intuían hace un siglo. Se supone que el avance en el conocimiento de los ecosistemas y las nuevas técnicas permitirán una disminución de la extensión e intensidad del conflicto. Por ejemplo, las nuevas técnicas de tratamiento térmico de los RU, que apuestan por el doble beneficio de la reducción de los residuos y producción energética. Esto puede verse como un ejemplo de planteamiento holístico, que contrasta con algunas opiniones que resultan de estudios publicados. Por ejemplo, en el caso de España (Roca, Padilla, Farré, & Galletto, 2001), relacionan la presencia de los principales contaminantes orgánicos (PAHs y PCBs) en suelo con la deposición atmosférica o bien, directamente por la aplicación de cenizas procedentes del tratamiento por combustión de los RU.

Otras propuestas tratan de compatibilizar los servicios ecológicos del suelo maximizando el aprovechamiento de tierras marginales. Algunos autores investigaron esta posibilidad para aumentar la productividad neta y “rentabilizar” el suelo (Gopalakrishnan et al., 2009), bajo el enfoque de un uso eficiente de todos los recursos disponibles. Para ello usaron como escenario el estado de Nebraska EEUU. Gopalakrishnan et al. (2009) llevaron a cabo un estudio geográfico de productividad potencial para evaluar la utilización de recursos hídricos degradados en las tierras marginales para mejorar la producción de materias primas alimentarias y potenciar la restauración ambiental. Sus resultados sugieren que la utilización de tierras

marginales, entre las que se incluyen la ripisilva, márgenes de carreteras, terrenos industriales abandonados y suelos agrícolas marginales, puede suministrar hasta un 22% de los requerimientos energéticos en lugar del 2% actual. Dado el solapamiento espacial de aguas contaminadas con nitratos con áreas marginales, se podría aprovechar el nitrato para un uso productivo de estas áreas. Sin embargo, estos autores no consideran que un manejo productivo del suelo produzca efectos de degradación y, que sea necesaria la protección de los cursos de agua, ignorando el papel de la vegetación de ribera en la atenuación de la carga contaminante en la escorrentía. Tampoco han incluido los efectos de toxicidad y ciclos biogeoquímicos de elementos traza ni los efectos de la ripisilva y filtros verdes para la mejora de las condiciones biogeoquímicas del agua. Si en el aprovechamiento no se considerase cuidadosamente la función de las zonas marginales como bandas de protección, éste podría tener repercusiones negativas sobre la calidad de los recursos hídricos.

Pocos responsables políticos dudan ya que el problema de la alimentación sea social, político y ecológico y, que todos estos aspectos están inevitablemente entrelazados. Sin embargo, la importancia del medio físico en el sistema de producción primaria es frecuentemente percibida de forma parcial e inconexa o incluso ignorada. La historia del aprovechamiento de los servicios ecológicos del suelo es lo suficientemente ilustrativa, sobre todo a través de sus errores, de que la solución a largo plazo del conflicto de usos tiene que considerar cuidadosamente el medio físico. Desde esta visión, cualquier planteamiento de soluciones solamente es viable si se consideran las relaciones ecológicas conectadas con los procesos biogeoquímicos que ocurren en la interfase que soporta la vida en la tierra que es el suelo. Ignorar esta conexión en un momento de creciente demanda de servicios ecológicos del suelo, puede desencadenar acontecimientos peligrosos, considerando la expectativa de que 9 mil millones de personas habiten el planeta en el año 2050.

Material complementario

El material complementario para este artículo está disponible en línea en <http://dx.doi.org/10.1080/19476337.2011.615944>

Agradecimientos: a Sonia, por ayudarnos a pensar en los alimentos.

Acknowledgments: to Sonia, for helping us to think about food.

Referencias

Acea, M.J., & Carballas, T. (1996). Microbial response to organic amendments in a forest soil. *Bioresource Technology*, 57, 193–199.

- Alonso, M., Montana, F., Miranda, M., Castillo, C., Hernández, J., & Bedito, J. (2003). Cadmium and lead accumulation in cattle in NW Spain. *Veterinary and Human Toxicology*, 45, 128–130.
- Andréassian, V. (2004). Waters and forests: From historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, 291, 1–27.
- Arias-Estévez, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Pateiro, M., & López-Periago, E. (2007). Influence of aging on copper fractionation in an acid soil. *Soil Science*, 172, 225–232.
- Arthurson, V., Sessitsch, A., & Jäderlund, L. (2011). Persistence and spread of *Salmonella enterica* serovar Weltevreden in soil and on spinach plants. *FEMS Microbiology Letters*, 314, 67–74.
- Beloso, M.C., Villar, M.C., Cabaneiro, A., Carballas, M., González-Prieto, S.J., & Carballas, T. (1993). Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses. *Bioresource Technology*, 45, 123–129.
- Brennan, L., & Owende, P. (2010). Biofuels from microalgae – A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14, 557–577. doi:10.1016/j.rser.2009.10.009.
- Carlin, F., Girardin, H., Peck, M., Stringer, S., Barker, G., Martínez, A., & Litman, S. (2000). Research on factors allowing a risk assessment of spore-forming pathogenic bacteria in cooked chilled foods containing vegetables: A FAIR collaborative project. *International Journal of Food Microbiology*, 60, 117–135. doi:10.1016/S0168-1605(00)00304-4
- Carlin, F. (2011). Origin of bacterial spores contaminating foods. *Food Microbiology*, 28, 177–182. doi:10.1016/j.fm.2010.07.008
- Carro, N., García, I., Ignacio, M., & Mouteira, A. (2010). Spatial and temporal trends of PCBs (polychlorinated biphenyls) in mussel from Galician coast (1998–2008). *Environment International*, 36, 873–879. doi:10.1016/j.envint.2010.04.002
- Chen, W., Li, L., Chang, A.C., Wu, L., Chaney, R.L., Smith, R., & Ajwa, H. (2009). Characterizing the solid-solution partitioning coefficient and plant uptake factor of As, Cd, and Pb in California croplands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129, 212–220. doi:10.1016/j.agee.2008.09.001
- Delgado, A.N., López Periago, E., & Díaz-Fierros Viqueira, F. (1995). Vegetated filter strips for wastewater purification: A review. *Bioresource Technology*, 51, 13–22.
- Díaz-Raviña, M., Acea, M.J., & Carballas, T. (1989). Microbiological characterization of four composted urban refuses. *Biological Wastes*, 30, 89–100.
- Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de abril de 2009 relativa al fomento de energías procedentes de fuentes renovables y por la que se modifican y se derogan las directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE, Diario Oficial de la Unión Europea. L 140/16 (2009).
- Edrington, T.S., Fox, W.E., Callaway, T.R., Anderson, R.C., Hoffman, D.W., & Nisbet, D.J. (2009). Pathogen prevalence and influence of composted dairy manure application on antimicrobial resistance profiles of commensal soil bacteria. *Foodborne Pathogens and Disease*, 6, 217–224.
- EFSA. (2007). *Scientific Opinion of the Panel on Biological Hazards on a request from EFSA on monitoring of verotoxigenic Escherichia coli (VTEC) and identification of human pathogenic VTEC types*. (Opinion of the Scientific Committee/Scientific Panel No. EFSA-Q-2007-036). EFSA Panel on Biological Hazards (BIOHAZ).

- EFSA (2009). Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European commission on cadmium in food. *The EFSA Journal*, 980, 1–139. doi:10.2903/j.efsa.2009.980
- Fernández-Calviño, D., López-Periago, E., Novoa-Muñoz, J.C., & Arias-Estévez, M. (2008). Short-scale distribution of copper fractions in a vineyard acid soil. *Land Degradation and Development*, 19, 190–197. doi:10.1002/ldr.833
- Goh, C.S., & Lee, K.T. (2011). Second-generation biofuel (SGB) in Southeast Asia via lignocellulosic biorefinery: Penny-foolish but pound-wise. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15, 2714–2718. doi:10.1016/j.rser.2011.02.036.
- Gomiero, T., Paoletti, M.G., & Pimentel, D. (2010). Biofuels: Efficiency, ethics, and limits to human appropriation of ecosystem services. *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 23, 403–434. doi:10.1007/s10806-009-9218-x
- Gopalakrishnan, G., Negri, M.C., Wang, M., Wu, M., Snyder, S.W., & Lafreniere, L. (2009). Biofuels, land, and water: A systems approach to sustainability. *Environmental Science & Technology*, 43, 6094–6100. doi:10.1021/es900801u
- Granato, T.C., Richardson, G.R., Pietz, R.I., & Lue-Hing, C. (1991). Prediction of phytotoxicity and uptake of metals by models in proposed Usepa 40-Cfr Part-503 sludge regulations – Comparison with field data for corn and wheat. *Water Air and Soil Pollution*, 57–58, 891–902. doi:10.1007/BF00282952
- Habteselassie, M.Y., Bischoff, M., Applegate, B., Reuhs, B., & Turco, R.F. (2010). Understanding the role of agricultural practices in the potential colonization and contamination by *Escherichia coli* in the rhizospheres of fresh produce. *Journal of Food Protection*, 73, 2001–2009.
- INE. (2009). *Estadísticas Medioambientales sobre el Agua (Inventario de Operaciones Estadísticas de la Administración General del Estado No. 30067)*. Instituto Nacional de Estadística. Retrieved from INEbase (Estadísticas Oficiales del Instituto Nacional de Estadística de España) <http://www.ine.es/ioe/ioeFicha.jsp?cod=30067>
- Jayed, M.H., Masjuki, H.H., Saidur, R., Kalam, M.A., & Jahirul, M.I. (2009). Environmental aspects and challenges of oilseed produced biodiesel in Southeast Asia. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13, 2452–2462. doi:10.1016/j.rser.2009.06.023
- Lado, L.R., Hengl, T., & Reuter, H.I. (2008). Heavy metals in European soils: A geochemical analysis of the FOREGS geochemical database. *Geoderma*, 148, 189–199.
- Lakhdar, A., ben Achiba, W., Montemurro, F., Jedidi, N., & Abdelly, C. (2009). Effect of municipal solid waste compost and farmyard manure application on heavy-metal uptake in wheat. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40, 3524–3538. doi:10.1080/00103620903326040
- Laukkanen, M., Ekholm, P., Huhtala, A., Pitkaenen, H., Kiirikki, M., Rantanen, P., & Inkala, A. (2009). Integrating ecological and economic modeling of eutrophication: Toward optimal solutions for a coastal area suffering from sediment release of phosphorus. *Ambio*, 38, 225–235.
- Laukkanen, M., & Huhtala, A. (2008). Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: Balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental & Resource Economics*, 39, 139–159. doi:10.1007/s10640-007-9099-2
- Martínez, J., Dabert, P., Barrington, S., & Burton, C. (2009). Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource Technology*, 100, 5527–5536.
- Mathis, P. (2009). Food or biofuel: Will it be necessary to choose? *Cahiers Agricultures*, 18, 447–452. doi:10.1684/agr.2009.0328
- Matson, P., Parton, W., Power, A., & Swift, M. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277, 504–509. doi:10.1126/science.277.5325.504
- Mirás Avalos, J.M., Bertol, I., Sande Fouz, P., Díaz, C.C., Vidal Vázquez, E., & González, A.P. (2009). The effects of applied crop residues on losses of Fe, Mn, Cu and Zn in run-off from a soil prone to crusting. *Soil Use and Management*, 25, 193–200. doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00216.x
- Núñez-Delgado, A., López-Periago, E., Quiroga-Lago, F., & Díaz-Fierros Viqueira, F. (2001). Surface runoff pollution by cattle slurry and inorganic fertilizer spreading: Chemical oxygen demand, ortho-phosphates, and electrical conductivity levels for different buffer strip lengths. *Water Science and Technology*, 44(1), 173–180.
- Paradelo, R., Villada, A., & Barral, M.T. (2011). Reduction of the short-term availability of copper, lead and zinc in a contaminated soil amended with municipal solid waste compost. *Journal of Hazardous Materials*, 188, 98–104. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.01.074
- Paradelo, R., Villada, A., Devesa-Rey, R., Belén Moldes, A., Domínguez, M., Patino, J., & Teresa Barral, M. (2011). Distribution and availability of trace elements in municipal solid waste composts. *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 201–211. doi:10.1039/c0em00408a
- Pérez-Gregorio, M.R., García-Falcón, M.S., Martínez-Carballo, E., & Simal-Gándara, J. (2010). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from organic solvents by ashes wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1–3), 273–281. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.01.073
- Plaza, C., Xing, B., Fernández, J.M., Senesi, N., & Polo, A. (2009). Binding of polycyclic aromatic hydrocarbons by humic acids formed during composting. *Environmental Pollution*, 157, 257–263. doi:10.1016/j.envpol.2008.07.016
- Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Artículo 6. Ministerio de Medio Ambiente. BOE número 176 de 24/7/2001, pp. 26791–26817.
- Robinson, D.A., & Lebron, I. (2010). On the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 70, 137–138. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.08.012
- Robinson, D.A., Lebron, I., & Vereecken, H. (2009). On the definition of the natural capital of soils: A framework for description, evaluation, and monitoring. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1904–1911. doi:10.2136/sssaj2008.0332
- Roca, J., Padilla, E., Farré, M., & Galletto, V. (2001). Economic growth and atmospheric pollution in Spain: Discussing the environmental Kuznets curve hypothesis. *Ecological Economics*, 39, 85–99.
- Rodríguez-Suárez, J.A., Soto, B., Pérez, R., & Díaz-Fierros, F. (2011). Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. *Journal of Hydrology*, 396, 321–326.
- Ross, S.M., & Kaye, K.J. (1994). The meaning of metal toxicity in soil-plant systems. In S.M. Ross (Ed.), *Toxic metals in soil-plant systems* (1st ed., pp. 27–61). Chichester: John Wiley and Sons Ltd.
- Sande Fouz, P., Mirás Avalos, J.M., & Paz González, A. (2007). Suspended sediments yield in the Valiñas agroforestry catchment. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 32, 165–177.

- Singh, B.R., Gupta, S.K., Azaizeh, H., Shilev, S., Sudre, D., Song, W.Y., & Mench, M. (2011). Safety of food crops on land contaminated with trace elements. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, *91*, 1349–1366. doi:10.1002/jsfa.4355
- Smith, S.R. (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, *35*, 142–156. doi:10.1016/j.envint.2008.06.009
- Talley, J.L., Wayadande, A.C., Wasala, L.P., Gerry, A.C., Fletcher, J., DeSilva, U., & Gilliland, S.E. (2009). Association of *Escherichia coli* O157:H7 with filth flies (Muscidae and Calliphoridae) captured in leafy greens fields and experimental transmission of *E. coli* O157:H7 to spinach leaves by house flies (diptera: Muscidae). *Journal of Food Protection*, *72*, 1547–1552.
- U.S. EPA. (2000). Guide to field storage of biosolids and other organic by-products used in agriculture and for soil resource management. (Water, Science & Technology, Wastewater Technology No. EPA/832/R-93/003). Washington DC, USA: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management. Retrieved from <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/index.cfm>.
- Venglovsky, J., Sasakova, N., & Placha, I. (2009). Pathogens and antibiotic residues in animal manures and hygienic and ecological risks related to subsequent land application. *Bioresource Technology*, *100*, 5386–5391.
- Villar, M.C., Beloso, M.C., Acea, M.J., Cabaneiro, A., González-Prieto, S.J., Carballas, M., & Carballas, T. (1993). Physical and chemical characterization of four composted urban refuses. *Bioresource Technology*, *45*, 105–113.
- Villar, M.C., Gonza-Prieto, S.J., & Carballas, T. (1998). Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: Improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biology and Fertility of Soils*, *26*, 122–129.
- Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., & Carballas, T. (2004a). Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma*, *122*, 73–825.
- Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M., & Carballas, T. (2004b). Recycling of organic wastes in burnt soils: Combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Management*, *24*, 365–370.