

Utilización de materiales compostados en la rehabilitación potencial de espacios afectados por residuos mineros y suelos de mina

R. Paradelo

AgroParisTech, UMR INRA/AgroParisTech Environnement et Grandes Cultures, Équipe Sol, Av. Lucien Brétignières,
78850 Thiverval-Grignon, Francia
remigio.paradelo@grignon.inra.fr

RESUMEN

Una de las principales limitaciones para la rehabilitación de los impactos ambientales asociados a las actividades mineras es la falta de materia orgánica de los residuos mineros y los nuevos suelos originados tras la actividad. Por esta razón, el uso de enmiendas orgánicas, como lodos de depuradora, estiércoles o compost se ha extendido como una estrategia exitosa para la rehabilitación. En este artículo se expondrán los resultados de experiencias recientes en el uso de materiales compostados en rehabilitación de espacios afectados por actividades mineras. Los beneficios derivados del uso de compost incluyen la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas de residuos mineros y suelos de mina desfavorables a los procesos de restauración. El incremento de materia orgánica asociado a la adición de compost provoca una mejora de la agregación que reduce la densidad aparente y aumenta la porosidad, reduciendo el riesgo de compactación y de erosión y mejorando la capacidad de retención de agua. Los valores de pH extremos son atenuados, al mismo tiempo que se incrementan las cantidades de nutrientes disponibles, especialmente N y P, y se reduce la biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos. Finalmente, la introducción de poblaciones microbianas ausentes previamente conduce a la reactivación de los ciclos biogeoquímicos esenciales para el mantenimiento a largo plazo de la fertilidad y la sostenibilidad de los ecosistemas restaurados.

Palabras clave: compostaje, suelos, residuos mineros, residuos orgánicos

Use of compost for the restoration of mine wastes and mine soils

ABSTRACT

One of the main limitations for the successful restoration of the environmental damages produced by quarrying and mining activities is that mine waste and mine soils are largely devoid of organic matter. For this reason, amelioration with organic materials such as sewage sludge, manure or compost is gaining attention as a desirable strategy that may render good results in restoration. In this paper, recent experiences on the use of composted materials for the amelioration of mine wastes and mine soils are reviewed. The benefits obtained from the use of compost in restoration studies include improvement of the unfavourable physical, chemical and biological properties of mine waste and mine soils. The increase in the organic matter concentrations produces an improvement of the structure which leads to reduced bulk density and increased porosity, thus decreasing the risks of compaction, sealing and erosion. Correction of extreme pH is usually observed. N and P, two elements that are usually lacking in mine waste, are also added with compost in plant-available forms. The introduction of microbial populations leads to the reactivation of biogeochemical cycles which are essential for the long-term fertility and sustainability of new ecosystems.

Key words: composting, mining wastes, organic waste, soils.

ABRIDGED ENGLISH VERSION

Introduction

Mining and quarrying operations are the cause of several processes of environmental pollution and soil degradation. The negative impact of extractive activities on soil properties comprises physical, chemical and biological degradation. The original soil profiles have been disrupted to a depth of at least 1 m, and sometimes partially or totally replaced by earth materials from depths below 1 m. The high amounts of waste produced during the extraction and processing activities are accumulated in dumps that seal the surrounding soils. The restoration of these spaces presents several difficulties because mine waste and mine soils often present severe limitations for re-vegetation, in particular excessive compaction, extreme pH values, deficiency of plant available nutrients, or high concentrations of potentially toxic elements.

Why use compost in the reclamation of mine wastes and mine soils

One of the main limitations for successful reclamation is that mine waste and mine soils are largely devoid of organic matter, which plays a decisive role in many fundamental soil and ecosystem processes. For this reason, amendment with organic materials such as sewage sludge, manure or compost is gaining attention as a desirable strategy that may render good results in restoration. The use of sewage sludge in restoration has been extensively reviewed in the past and is not the aim of this paper, whereas animal manures have rarely been used for this purpose. The studies on the use of composted wastes, including municipal solid waste, garden trimmings, or diverse agro-industrial wastes, which were less abundant in the past, have increased in number recently. Composting may help avoiding undesirable effects on plant growth and development of materials which may not be adequate for direct application to soil. Composts are obtained after aerobic decomposition of organic wastes of different origins, and they are often characterised by organic matter concentrations equal or over 50%, reaching 95% in those obtained from vegetal residues. Their pH is often neutral to alkaline, they present low bulk densities, high porosity and high water holding capacity. Here, the literature dealing with recent experiences on the use of composted materials in the reclamation of the environmental damages caused by mining activities is reviewed.

Effect of compost on the physical properties of mine wastes and mine soils

Among the physical properties of mine wastes and mine soils which most often cause severe limitations to plant growth, compaction, low water holding capacity, and high susceptibility to erosion must be mentioned. Compost addition has been demonstrated to ameliorate the physical conditions of these materials in the short-term, by reducing their bulk density and their susceptibility to compaction, and increasing porosity and water-holding capacity. As a consequence, permeability and infiltration increase, thus decreasing the risks of sealing and erosion in the degraded surfaces. These effects show up in the short-term, related to the increment of organic matter contents after compost addition, and they are a consequence of the higher water holding capacity and porosity of organic matter compared to mineral materials. A lack of knowledge still persists about the mechanisms and processes explaining these effects, as well as about the role of compost on the potential modifications of other relevant properties such as consistency. In the medium and the long-term, it is expected that the increment in organic matter contents will progressively induce the development of an edaphic structure, which is usually lacking in mine soils. This will lead to additional and permanent improvements of the physical properties of the materials, and also to an increment of the capacity of the materials to stabilize carbon by organo-mineral interactions.

Effect of compost on the chemical properties of mine wastes and mine soils

The chemical properties which are often problematic for the re-vegetation of mined lands are: (1) chemical reactivity, (2) potentially toxic concentrations of certain elements (heavy metals and arsenic), and (3) deficiency of essential nutrients (N and P). Correction of extreme pH values is usually observed when applying compost, both for alkaline and acidic materials, achieving pH ranges which are more adequate to plant growth. The correction of pH has also positive effects on other soil properties, increasing nutrient availability and decreasing the solubility of potentially toxic elements. Compost also provides nitrogen and phosphorus, two elements which are essential to plants but usually deficient in mine wastes and mine soils; they are often in plant-available forms which are directly responsible for increments in plant growth during re-vegetation. Inputs of other essential micronutrients such as Ca, Mg and K due to compost addition have also been observed.

The application of composts also has potential benefits concerning the environmental risks related to the presence of potentially toxic elements such as heavy metals and arsenic. It has been shown that, as a consequence of the increase in organic matter contents, the fixation of these elements in insoluble forms due to

cation exchange or sorption processes occurs, thus reducing their mobility and solubility. This has the effect of decreasing the risk of water pollution, as well as the bioavailability and plant uptake. However, other processes related to compost addition could produce the inverse effect, for example the formation of water-soluble organo-metal complexes, so that the global effect of compost addition on pollutants will depend on the conditions in each particular case (compost used, properties of the mine wastes, element considered...).

Effect of compost on the biological properties of mine wastes and mine soils

The success of a restoration relies not only on plant growth, but also upon the development of a functional soil microbial community. However, mine wastes and mine soils often lack biological activity as a consequence of their low organic matter contents. The application of compost is proved to stimulate the biochemical activity of mine wastes and mine soils by increasing the enzymatic activities to levels that are stable in time. The introduction of microbial populations with the compost, as well as the stimulation of the scarce ones already existing in mine soils, leads to the reactivation of the biogeochemical cycles which are essential for the long-term fertility and sustainability of the new ecosystems. A positive effect on the reestablishment of ecological soil functions. has also been observed

Finally, mostly as a result of the above-mentioned improvements of the conditions of mine waste and mine soils for plant growth, plant development and aboveground biomass are often increased as a consequence of compost addition. This is a result of the greatest importance, since the development of a permanent vegetal cover is one of the main objectives of restoration, and an indispensable condition for restoring damaged ecosystems.

Conclusions

In conclusion, the review of literature dealing with the application of compost to mine waste and mine soils for restoration purposes shows several positive effects attributable to compost addition in all physical, chemical and biological aspects. The benefits observed due to the use of compost in restoration studies include the amelioration of the physical, chemical and biological properties unfavourable to plant growth. These improvements are mostly related to the increments achieved in organic matter contents, and they happen in the short term as well as in the medium and long term. As a result of these modifications soil conditions for plant growth are ameliorated, thus improving and facilitating the re-vegetation process, which is the first step for a successful restoration.

Introducción

Las explotaciones mineras pueden ser causa y origen de fuertes impactos sobre el suelo, debido principalmente a los grandes volúmenes de materiales que se desplazan, creando huecos y escombreras que cambian la fisiografía de la zona y alteran las características productivas del terreno, dando lugar a problemas ambientales, ecológicos y paisajísticos, allí donde se ubica la operación minera y trascendiendo a los alrededores en muchas ocasiones. La rehabilitación del impacto ambiental provocado por actividades extractivas es una obligación recogida en la legislación estatal en los Reales Decretos 975/2009 y 777/2012, que constituyen las normas básicas vigentes relativas a rehabilitación de terrenos alterados por minería en España. Es importante destacar que la rehabilitación no se limita a la remodelación de superficies y la implantación inmediata de algunas especies vegetales. La supervivencia de la vegetación a largo plazo, la integración del nuevo ecosistema en su entorno, el impacto en el régimen hidrológico, y la viabilidad de los usos futuros de los terrenos restaurados, dependerán de factores ecológicos, entre ellos muchos eda-

fológicos, que se deben tener en cuenta en las etapas iniciales del proceso.

El mecanismo fundamental de la rehabilitación es el de acelerar los procesos naturales de colonización y sucesión vegetal, superando los factores que limitan el establecimiento de la vegetación (Williamson *et al.*, 2003). Con independencia de los usos futuros a que se destinen los terrenos recuperados, siempre es deseable el establecimiento de una cobertura vegetal que se desarrolle rápidamente; ésta estabilizará los materiales y permitirá controlar la erosión, contribuirá al desarrollo de la estructura del suelo y a la protección de los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos, reducirá el drenaje de efluentes tóxicos, disminuirá el impacto paisajístico, creará un hábitat favorable para la fauna, y permitirá en definitiva recuperar la productividad del suelo y la riqueza biológica (Jackson, 1991; Johnson *et al.*, 1994; IGME, 2003). Aunque el proceso de colonización natural puede ser eficaz en algunos casos, no siempre es así y, en particular, en las condiciones adversas creadas por la minería metálica (Li, 2006). Durante las actividades mineras, los perfiles originales del suelo son destruidos hasta una profundidad de al menos un metro, y

a veces parcial o completamente sustituidos por materiales de profundidades mayores. Estos están normalmente menos alterados que el suelo original y la exposición a las condiciones de la superficie produce una meteorización acelerada que da lugar a suelos con propiedades muy distintas a las de los originales. Estos no presentan las características físicas, químicas ni biológicas necesarias para el soporte y desarrollo de la vegetación natural (colonización del área por las especies del entorno) o de las nuevas especies a instalar durante la restauración. Por ello, el acondicionamiento de los materiales para hacerlos más aptos para la revegetación es una etapa crucial en una restauración.

La corrección de las limitaciones de los residuos mineros y suelos de mina y su conversión en un sustrato apropiado para la restauración implica la actuación simultánea sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas, lo que se puede conseguir en muchas ocasiones mediante enmiendas orgánicas. El uso de enmiendas orgánicas en restauración está muy extendido (Haering *et al.*, 2000), debido a la influencia de la materia orgánica en las condiciones físicas del suelo, ya que promueve la aparición de una estructura estable, reduce la densidad aparente e incrementa la capacidad de retención de agua, aporta nutrientes esenciales, fundamentalmente nitrógeno, y aumenta la capacidad de cambio catiónico, facilitando la retención de los nutrientes añadidos (Hargreaves *et al.* 2008). Además, las enmiendas orgánicas incrementan la actividad biológica directa o indirectamente, al introducir poblaciones microbianas anteriormente inexistentes (Tate, 1985; Vetterlein *et al.*, 1999; Harris, 2009). En resumen, usadas correctamente, promueven la recuperación del ecosistema edáfico y facilitan el desarrollo de una comunidad vegetal autosuficiente (Haering *et al.*, 2000).

Las grandes cantidades de enmiendas necesarias para la restauración de minas implica que se busquen materiales residuales de bajo coste para este fin. Los lodos de EDAR han sido históricamente los residuos orgánicos más utilizados como enmiendas en restauración de suelos de mina, y su uso y efectos han sido extensamente revisados en la bibliografía (Sopper, 1992; Haering *et al.*, 2000). A pesar de que presentan las ventajas de estos materiales sin algunos de sus inconvenientes, como pueden ser un exceso de metales pesados, el uso de estiércol para este fin es más raro. La razón puede estar en los costes de transporte, que por ejemplo en el caso de los lodos de EDAR son normalmente asumidos por el productor (Haering *et al.*, 2000). Los estudios sobre el uso de materiales compostados son más raros aunque han ido en aumento en los últimos años, e incluyen es-

tiércoles compostados (Haering *et al.*, 2000) compost de residuos urbanos (Bagatto y Shorthouse, 2000), o residuos agroindustriales (Romero *et al.*, 2005; Paradelo *et al.*, 2007, 2009a,b). El compostaje de residuos es un proceso que permite la obtención de un producto más adecuado para su uso como enmienda que los residuos iniciales, que pueden en algunos casos dar lugar a efectos perjudiciales sobre el crecimiento vegetal, el suelo, o las aguas. Los compost se obtienen tras la descomposición aerobia de materiales principalmente orgánicos, y se caracterizan por valores de pH neutros o ligeramente alcalinos, y un elevado contenido en materia orgánica (normalmente por encima del 50%, pudiendo superar el 95% en compost obtenidos exclusivamente a partir de residuos vegetales). La presencia de materia orgánica en altas concentraciones les confiere propiedades interesantes de cara a su uso como enmiendas, como son baja densidad aparente, alta porosidad y capacidad de retención de agua, o elevada capacidad de retención de cationes.

En este trabajo se revisará la bibliografía más reciente sobre el uso de compost en rehabilitación de materiales mineros, desde el punto de vista de su efecto sobre las propiedades edáficas de los suelos y/o residuos mineros utilizados para la revegetación. Los principales trabajos revisados se recogen en la Tabla 1.

Efecto del compost sobre las propiedades físicas de residuos mineros y suelos de mina

Desde el punto de vista de las propiedades físicas, el suelo debe proporcionar a las plantas un soporte sólido y una estructura estable, pero no tan compacto que no permita la proliferación radicular y la actividad de la fauna; debe proveer suficiente agua para plantas y animales, y eliminar rápidamente el exceso potencialmente perjudicial (un exceso de agua implica lavado de nutrientes y disminución de la aireación). Debe ser capaz de almacenar y llevar el oxígeno atmosférico a las raíces, y evacuar los gases potencialmente tóxicos, pues un volumen adecuado y continuo de oxígeno es necesario para muchos organismos y para la descomposición de la materia orgánica, mientras que un descenso del oxígeno o un aumento del CO₂ inhiben el crecimiento de las plantas y su capacidad para absorber nutrientes y agua, y pueden dar lugar a la producción de compuestos tóxicos para las plantas y los organismos del suelo (Topp *et al.*, 1997).

Entre las limitaciones que presentan los residuos mineros y suelos de mina para la revegetación, sus propiedades físicas desfavorables son las más rele-

Material	Compost	Dosis	Tipo de estudio	Propiedades estudiadas	Referencia
Lodos rojos	Compost de turba y restos de pescado	18-45%	Invernadero	pH, salinidad, cationes de cambio, productividad	Fortin y Karam (1998)
Residuos de carbón	(no se indica)	22 Mg ha ⁻¹	Campo	Mesofauna	Kielhorn <i>et al.</i> (1999)
Residuos ácidos de minería metálica	Compost de residuos sólidos urbanos	125-250 Mg ha ⁻¹	Campo	Capacidad de retención de agua, pH, C, metales pesados	Bagatto y Shorthouse (2000)
Residuos de carbón	Compost de residuos verdes, compost de lodos de EDAR	25-100 Mg ha ⁻¹	Campo	Actividad biológica	Emmerling <i>et al.</i> (2000)
Residuos de carbón	Compost de residuos verdes, compost de lodos de EDAR	25-500 Mg ha ⁻¹	Campo, laboratorio	Mesofauna	Emmerling y Paulsch (2001)
Residuos arenosos de extracción de minerales	Compost de residuos verdes	70 Mg ha ⁻¹	Campo	C, estructura	Leifeld <i>et al.</i> (2001)
Residuos de carbón	(no se indica)	22 Mg ha ⁻¹	Campo	Actividad biológica	Lukesová (2001)
Residuos arenosos de extracción de minerales	Compost de residuos verdes	23-270 Mg ha ⁻¹	Campo	Densidad aparente, capacidad de retención de agua, permeabilidad	Stolt <i>et al.</i> (2001)
Residuos mineros ácidos	Compost de lodos de EDAR	7%	Invernadero	pH, productividad	Von Willert y Stehouwer (2003)
Residuos de extracción de oro	Compost de residuos sólidos urbanos	5%	Campo, laboratorio	pH, N, P, metales pesados, productividad	Mench <i>et al.</i> (2003)
Residuos de carbón	Compost de residuos verdes	183 Mg ha ⁻¹	Campo	C, P, cationes de cambio, productividad	Mercuri <i>et al.</i> (2005)
Residuos de extracción de uranio	Compost de residuos sólidos urbanos	Capa de 5 cm	Campo	Capacidad de retención de agua, pH, N, P, metales pesados	Neagoe <i>et al.</i> (2005)
Residuos de extracción de Pb y Zn	Compost de residuos de aceitunas	250 Mg ha ⁻¹	Laboratorio	Metales pesados, actividad biológica	Romero <i>et al.</i> (2005)
Residuos mineros ácidos	Compost de residuos verdes	112 Mg ha ⁻¹	Campo	pH, salinidad, C, estructura	Shukla <i>et al.</i> (2005)
Residuos de extracción de Pb y Zn	Compost de estiércol	11-88 Mg ha ⁻¹	Invernadero	pH, salinidad, C, N, P, metales pesados, productividad	Chiu <i>et al.</i> (2006)
Residuos de extracción de Cu y Zn	Compost de residuos verdes	10-30 Mg ha ⁻¹	Invernadero	C, N, P, metales pesados, productividad	O'Dell <i>et al.</i> (2007)

Tabla 1. Principales publicaciones sobre uso de compost en rehabilitación de residuos mineros y suelos de mina.
Table 1. Papers reviewed about the use of compost for the restoration of mine wastes and mine soils.

Material	Compost	Dosis	Tipo de estudio	Propiedades estudiadas	Referencia
Lodos de pizarra	Compost de orujo de uva	2-16%	Invernadero	Densidad aparente, estructura, capacidad de retención de agua, consistencia, pH, C, P, cationes de cambio, metales pesados, actividad biológica, productividad	Paradelo <i>et al.</i> (2007)
Residuos de extracción de Pb y Zn	Compost de residuos verdes, compost de estiércol	90 Mg ha ⁻¹	Laboratorio	pH, metales pesados	Schwab <i>et al.</i> (2007)
Residuos de extracción de metales	Compost de residuos verdes, compost de residuos sólidos urbanos	25-100 Mg ha ⁻¹	Invernadero	pH, C, N, P, cationes de cambio, metales pesados, productividad	Alvarenga <i>et al.</i> (2009a)
Residuos de extracción de metales	Compost de residuos verdes, compost de residuos sólidos urbanos	25-100 Mg ha ⁻¹	Invernadero	Actividad biológica	Alvarenga <i>et al.</i> (2009b)
Residuos minerales varios	Compost de residuos verdes	540 Mg ha ⁻¹	Campo	Densidad aparente, capacidad de retención de agua, permeabilidad, pH, C, productividad	Curtis y Claassen (2009)
Residuos de extracción de metales	Compost de residuos verdes y estiércol	5-10%	Invernadero	Actividad biológica, productividad	Iverson y Maier (2009)
Lodos de pizarra	Compost de orujo de uva	4-16%	Laboratorio	pH, C, N, P, cationes de cambio, actividad biológica	Paradelo <i>et al.</i> (2009a)
Lodos de pizarra	Compost de orujo de uva	4-16%	Campo, laboratorio	Densidad aparente, estructura, permeabilidad, capacidad de retención de agua, consistencia	Paradelo <i>et al.</i> (2009b)
Lodos rojos	Compost de residuos verdes	40-80 Mg ha ⁻¹	Laboratorio	Densidad aparente, capacidad de retención de agua, pH, C, P, cationes de cambio, actividad biológica, productividad	Jones <i>et al.</i> (2012)
Lodos de pizarra	Compost de residuos sólidos urbanos	50-300 Mg ha ⁻¹	Laboratorio	Compactación	Paradelo y Barral (2013)

Tabla 1 (cont.). Principales publicaciones sobre uso de compost en rehabilitación de residuos mineros y suelos de mina. **Table 1 (cont.).** Papers reviewed about the use of compost for the restoration of mine wastes and mine soils.

vantes en un primer momento, incluyendo elevada pedregosidad, inestabilidad física, texturas extremas, y elevada susceptibilidad a la erosión. Existen además grandes variaciones, tanto verticales como horizontales, de las propiedades físicas, debido a la estratificación durante el depósito en los lugares de vertido de residuos y a la selección de diferentes tamaños de partícula a lo largo del procesado de los minerales y rocas. Se da por tanto una gran diversidad granulométrica de los materiales, con presencia de limos y arcillas junto a bloques de gran tamaño, aunque habitualmente predominan los fragmentos grandes. Las texturas extremas en la fracción tierra fina (<2mm), con fuerte predominio de una sola fracción granulométrica, son comunes, aunque la baja proporción de elementos finos da lugar principalmente a texturas gruesas y estructuras poco desarrolladas e inestables. Los materiales arenosos presentan escasa capacidad de amortiguación y poca materia orgánica, deficiencias de nutrientes, falta de estructura, tendencia a la formación de costras, y baja capacidad de retención de agua. Los materiales más finos, por contra, presentan mayor retención de agua, pero menor permeabilidad, y también falta de estructura (Hossner y Hons, 1992).

La erosión es un problema mayor en suelos de mina, especialmente durante los primeros años de la restauración (Dollhopf y Postle, 1988). Por una parte, la aparición de taludes de fuerte pendiente como consecuencia de los movimientos de tierra dificulta el desarrollo de la vegetación debido al incremento de la tasa de erosión hídrica y a la inestabilidad del terreno. Por otra parte, los materiales vertidos en escombreras suelen presentar problemas de estabilidad superficial, resultado de la falta de materia orgánica, la debilidad o ausencia de estructura edáfica, y la escasa permeabilidad. Otro problema es la elevada inestabilidad de las partículas primarias, que cuando se exponen por primera vez al ambiente superficial, a los ciclos de hielo-deshielo, etc., se meteorizan muy rápidamente (Haigh y Sansom, 1999). Todo esto se traduce en una gran susceptibilidad a la erosión hídrica y eólica. Así, las pérdidas de suelo por erosión en escombreras sin revegetar son mucho mayores que en cualquier otro suelo sin vegetación, y así, su potencial para la producción de sedimentos es enorme, dando lugar a diversos efectos negativos en los ecosistemas circundantes (West y Wali, 1999).

Densidad aparente y compactación

La densidad aparente es una de las propiedades más importantes en la restauración, ya que las superficies compactadas limitan notablemente el establecimiento

de la vegetación. La compactación excesiva es un problema habitual en suelos de mina, provocado por el paso de maquinaria pesada, que también se produce durante las labores de restauración. La compactación provoca una disminución del tamaño de los poros que dificulta la capacidad de enraizamiento, destruye la estructura, e incrementa la densidad aparente. Valores por encima de $1.5-1.7 \text{ Mg m}^{-3}$, se consideran los límites para la penetración de las raíces y, por lo tanto, para el desarrollo de la vegetación (Joost *et al.*, 1987; Hossner y Hons, 1992). La presencia de superficies compactadas provoca la acumulación del agua de escorrentía en superficie como consecuencia de la reducción de la infiltración y permeabilidad, aumentando el riesgo de erosión, y reduce la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas, así como la aireación (Soane, 1982).

La reducción de la densidad aparente es el efecto de la adición de compost más comúnmente observado en la bibliografía, tanto a corto como a medio y largo plazo (Stolt *et al.*, 2001; Shukla *et al.*, 2005; Curtis y Claassen, 2009; Jones *et al.*, 2012). En este sentido, la adición de compost también atenúa la susceptibilidad a la compactación de residuos mineros, como observaron Paradelo y Barral (2013) tras la adición de compost a materiales de diferente textura. La reducción de la densidad aparente es, sobre todo en los momentos iniciales de la restauración, un efecto de la menor densidad de la materia orgánica. A largo plazo, sin embargo, este efecto se atenuará a medida que la materia orgánica añadida se mineralice, por lo que para conseguir una reducción permanente es necesario que ésta sea consecuencia del desarrollo de una estructura de suelo, y no sólo del efecto de "dilución" del compost.

Estructura

La estructura en suelos de mina es muy diferente a la de la mayoría de los suelos naturales: lo normal es que ésta sea muy débil o inexistente (Dollhopf y Postle, 1988), y su desarrollo lento, siendo más rápido en aquellos suelos de textura arcillosa (Tate, 1985). En suelos de mina antiguos puede aparecer una estructura granular débil en el horizonte superficial por efecto de las raíces y de los procesos de humectación-secado, hielo-deshielo, y enriquecimiento en materia orgánica. También puede aparecer una estructura laminar por efecto de la compactación (Dollhopf y Postle, 1988).

La adición de materia orgánica a un material sin estructura suele mejorar la agregación e incrementar la estabilidad de los agregados, dado su papel en la unión de las partículas de arcilla. Además del efec-

to directo de los compuestos de carbono actuando como agentes de unión, en la agregación tienen una gran importancia factores microbiológicos: la materia orgánica recientemente añadida inicia la agregación actuando como sustrato para hongos y bacterias, que unen las partículas de suelo a través de sus mucílagos (Angers y Chenu, 1997). Se necesita, por tanto, una combinación de ambos efectos, de modo que la presencia de un agente agregante, si no va acompañado de la condiciones adecuadas para el mantenimiento de la actividad biológica a largo plazo, no será capaz de dar lugar a una estructura estable.

La adición de compost a residuos mineros, sin embargo, ha obtenido hasta el momento resultados poco concluyentes en este sentido. Los experimentos realizados por Paradelo *et al.* (2007, 2009b) parecen indicar que la mejora de la estructura a corto plazo resulta difícil. En experimentos de laboratorio e invernadero de duración máxima de tres meses, no se observaron cambios en la distribución de tamaño de agregados de residuos finos enmendados con compost, y sí un pequeño aumento de la estabilidad de agregados, a dosis altas de compost (16%), aunque el porcentaje de agregados estables no llegó al 4%. A largo plazo, a medida que se produce mayor interacción entre los componentes minerales y la materia orgánica, con la intervención de los organismos, serían de esperar mejores resultados, aunque los escasos resultados en la bibliografía son contradictorios. Así, Leifeld *et al.* (2001) observaron la aparición de microagregados resistentes en laboratorio después de un año, tras la enmienda de residuos mineros de textura arenosa con un compost de restos verdes, mientras que, por el contrario, Shukla *et al.* (2005) no observaron ningún incremento de la agregación estable en suelos de mina restaurados con compost después de ocho años.

Permeabilidad

La permeabilidad de los suelos de mina es más baja que la de los suelos naturales debido a la ausencia de estructura, los bajos contenidos en materia orgánica, la compactación por la maquinaria, y en muchos casos a las elevadas pendientes que limitan la infiltración (Dollhopf y Postle, 1988). Los suelos o materiales con velocidades de infiltración bajas tienden a encharcarse y pueden presentar una humedad excesiva para el crecimiento vegetal. También son más afectados por la erosión al reducirse la tasa de infiltración.

Por lo general, se espera que la adición de materia orgánica dé lugar a un incremento de la permeabilidad, asociado a un incremento de la porosidad total y un cambio en la distribución de tamaño de poro, inicialmente como resultado de la mezcla de materia-

les de diferente granulometría y morfología, mientras que a largo plazo se espera un efecto derivado del desarrollo o mejora de la estructura. Por otro lado, es de esperar que la distribución de tamaño de partícula y la porosidad del compost utilizado influyan en la modificación de la permeabilidad. Por ejemplo, la aplicación de un compost con muchas partículas finas puede provocar el sellado de los poros en una zona subsuperficial debido a la migración de esas partículas, dando lugar a un descenso de la permeabilidad (Barrington y Madromootoo, 1989).

Sin embargo, al igual que en el caso de la estructura, los estudios realizados sobre el efecto del compost en esta propiedad en suelos de mina y residuos mineros han producido resultados variables. Stolt *et al.* (2001) no observaron modificaciones de la conductividad hidráulica en residuos mineros arenosos enmendados con compost (dosis de 45 y 135 t ha⁻¹), a pesar de haberse producido una reducción de la densidad aparente. Por el contrario, Curtis y Claassen (2009) han observado incrementos de la conductividad hidráulica de materiales sin consolidar tras la adición de compost, sólo cuando la cantidad de fragmentos de roca mayores de 2 mm es baja. Paradelo *et al.* (2009b) obtuvieron un incremento de la conductividad hidráulica de lodos de pizarra enmendados con compost a una dosis de 120 t ha⁻¹ pero no a una dosis menor (60 t ha⁻¹). El compost no tuvo efecto sobre la distribución de tamaño de poros, por lo que el incremento de la permeabilidad se debió al incremento de la porosidad total.

Capacidad de retención de agua

Una capacidad de retención de agua insuficiente, debido a la abundancia de fragmentos gruesos y a la falta de estructura, es otro de los obstáculos corrientes para la revegetación de residuos mineros y suelos de mina (Tordoff *et al.*, 2000; Rowe *et al.*, 2005). Varios autores han señalado el efecto positivo de la adición de compost sobre la capacidad de retención de agua en suelos de mina y residuos mineros, bien a través de medidas de la humedad del suelo (Bagatto y Shorthouse, 2000; Stolt *et al.*, 2001; Neagoe *et al.*, 2005), bien mediante la determinación directa de la capacidad de retención de agua a diferentes potenciales matriciales (Paradelo *et al.*, 2007, 2009b; Curtis y Claassen, 2009; Jones *et al.*, 2012). Prácticamente todos los autores han encontrado que este efecto es proporcional a la dosis de compost. Sin embargo, no todo el agua está disponible de igual modo para su uso por las plantas, y con respecto al efecto del compost sobre la reserva de agua disponible para las plantas (la diferencia entre la capacidad de campo, correspondiente a un potencial de -0.1 MPa, y el punto

de marchitamiento, correspondiente a un potencial de -15 MPa), los resultados son variables, habiéndose observado tanto incrementos como reducciones de este valor. Una causa probable de este hecho es que el efecto del compost sobre la retención de agua puede ser mayor a valores de potencial matricial más negativos, es decir, a menores valores de humedad. Si el incremento de la capacidad de retención de agua es mayor en el punto de marchitamiento que a capacidad de campo, el agua disponible para las plantas puede no modificarse o incluso reducirse, aún habiéndose observado incrementos significativos de la capacidad de retención de agua a ambos potenciales (Paradelo *et al.*, 2007, 2009b). El efecto del compost se manifiesta con más fuerza sobre el agua retenida a las presiones más elevadas debido a que esta depende del área superficial, y su incremento es un efecto inmediato de la adición de materia orgánica (Husein Malkawi *et al.*, 1999), mientras que el efecto del compost sobre la agregación y la porosidad, que daría lugar a incrementos de la retención de agua a menores presiones de succión, tardará más en manifestarse.

A pesar de que el agua disponible para las plantas no siempre se incrementa, el efecto del compost de incrementar la capacidad de retención de agua es en general positivo para la restauración. Por una parte, valores altos de retención de agua ayudan a luchar contra la erosión, porque se impide que la lluvia desagregue el suelo y lo arrastre. Por otra parte, la humedad es el factor que controla la difusividad térmica del suelo, por lo que un mayor contenido de agua implica una mayor capacidad de amortiguación de las oscilaciones térmicas, un factor que puede ser de gran importancia en las superficies mineras, con escasa vegetación y muy expuestas a los agentes climáticos. A pesar de que, en teoría, las plantas no puedan tomar agua del suelo a presiones mayores que el punto de marchitamiento, la presencia de este agua es imprescindible para el mantenimiento de la actividad biológica, el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos de los elementos, la mineralización de la materia orgánica o el movimiento de los microorganismos en condiciones de sequía (Sierra, 1997; Paradelo y Barral, 2009).

Plasticidad y consistencia

La plasticidad y la consistencia, como indicadores de la cohesión de un material, tienen una importante influencia sobre la estabilidad de los depósitos de residuos y los propios suelos de mina, especialmente sobre el riesgo de erosión y deslizamiento. Estas propiedades son descritas mediante los límites de Atterberg. El límite plástico es el contenido de humedad que separa los estados plástico y semisólido de un

material, por debajo del cual la cohesión del material se reduce. El límite líquido es el valor de humedad que separa los estados plástico y líquido, y por encima del cual el esfuerzo cortante es tan bajo que el suelo fluye. A pesar de su relevancia para conocer el comportamiento de los materiales, la evolución de estas propiedades durante la restauración o el efecto de la adición de materia orgánica sobre ellas han sido raramente estudiados.

La adición de materia orgánica incrementa la superficie específica del suelo, por lo que en teoría debería incrementar los límites de Atterberg, que dependen en gran medida de la superficie específica (Campbell, 1991). Paradelo *et al.* (2007, 2009b) observaron que la adición de compost aumenta el valor de los límites de Atterberg de lodos de pizarra de modo aproximadamente proporcional a la dosis empleada. Del mismo modo que para la capacidad de retención de agua, los cambios debidos al compost son inmediatos, y se atribuyen por lo tanto al efecto directo de la materia orgánica añadida. El efecto de la materia orgánica sobre la plasticidad es el resultado de dos factores de tendencia opuesta: primero, el incremento de la capacidad de adsorción de agua tenderá a incrementar los valores de los límites; segundo, el incremento de la agregación tenderá a reducirlos como consecuencia de la reducción del área superficial total (Husein Malkawi *et al.*, 1999). El primer factor es el predominante en suelos minerales debido a la baja capacidad de adsorción de agua de los componentes minerales en comparación con la materia orgánica; esto explicaría el incremento de los límites de Atterberg tras la adición de dosis bajas de compost. Sin embargo, debido a que el valor del límite plástico se incrementa con más rapidez que el del límite líquido, el efecto global es una reducción del índice de plasticidad a dosis elevadas de compost, observado por Paradelo *et al.* (2007, 2009b) en residuos mineros, y también en suelos agrícolas por Hemmat *et al.* (2010). Una posible explicación es la mayor velocidad de hidratación de la materia orgánica con respecto a la formación de la lámina de agua en torno a las partículas del suelo, que es la responsable de que se alcance el límite líquido (Campbell, 1991). Así, la hidratación preferencial de la materia orgánica dificultará que se alcance el límite líquido, reduciendo el valor del índice de plasticidad.

Efecto del compost sobre las propiedades químicas de residuos mineros y suelos de mina

Los suelos de mina presentan propiedades químicas muy variadas, pues su composición depende del mi-

neral o roca que se extrae en cada caso, del modo de extracción, de los tratamientos a los que son sometidos, del tipo y cantidad de residuos que se producen, de las condiciones climáticas, la topografía, la existencia o no de cubierta vegetal, o de las labores de restauración llevadas a cabo. Normalmente estos suelos presentan una mayor complejidad química que la roca o mineral original, debido a la adición de diversas sustancias químicas durante la actividad. Además, la variabilidad de las propiedades químicas de los residuos, especialmente en el caso del pH, es importante incluso dentro de una misma explotación. Las propiedades más limitantes para la revegetación son la aparición de valores extremos de pH, las concentraciones potencialmente tóxicas de ciertos elementos (Cu, Pb, Zn, As), la deficiencia de nutrientes esenciales para las plantas como N y P, y la escasez o ausencia de materia orgánica (Vogel, 1987; Johnson *et al.*, 1994).

pH y salinidad

El problema más habitual con el pH en suelos de mina y residuos mineros es una acidez excesiva, que dificulta su revegetación sin corrección (Mays *et al.*, 2000). Esta acidez puede ser de origen natural, por ejemplo si los materiales están compuestos de rocas ácidas, como las areniscas, o la adición de ácidos durante el procesado de los minerales (Hossner y Hons, 1992). Sin embargo, la causa más común es la presencia de sulfuros metálicos, que dan lugar a procesos de acidificación intensa de los suelos y las aguas debido a su oxidación cuando se exponen a las condiciones atmosféricas (Mays *et al.*, 2000). La disolución de Fe, Mn y Al, además de otros elementos potencialmente tóxicos, inducida por el descenso del pH provoca la inmediata asimilación por las plantas (en caso de existir éstas) dando lugar a graves problemas de toxicidad.

La capacidad amortiguadora de la materia orgánica permite esperar que la adición de compost sea capaz de corregir los valores extremos de pH de residuos mineros, tanto ácidos como básicos, y de hecho este efecto ha sido comúnmente observado en la utilización de compost en restauración (Bagatto y Shorthouse, 2000; Mench *et al.*, 2003; Von Willert y Stehouwer, 2003; Neagoe *et al.*, 2005; Shukla *et al.*, 2005; Chiu *et al.*, 2006; Paradelo *et al.*, 2007; Schwab *et al.*, 2007; Alvarenga *et al.*, 2009a; Paradelo *et al.*, 2009a). Sin embargo, hay que destacar que la posibilidad de amortiguación depende de la acidez actual y de la potencial (que se evalúa a través de métodos de contabilidad ácido-base), siendo esta última es muy variable, en función de la mineralogía, de las condiciones del medio en el que se encuentran los suelos o

residuos, y del tiempo transcurrido desde que se ven sometidos a procesos de meteorización.

Por otra parte, como consecuencia de la oxidación de los sulfuros y de la adición de diversas sustancias para corregir el pH, así como de la elevada evaporación superficial que suele tener lugar en estos materiales, también pueden aparecer problemas de salinidad en residuos mineros (Hossner y Hons, 1992). En ocasiones, existe además un exceso de ión Na⁺, que introduce problemas adicionales, ya que favorece la dispersión de las arcillas, desestabilizando la estructura y ocluyendo los poros del suelo (Sobek *et al.*, 2000). Aunque el efecto del compost sobre esta propiedad ha sido menos estudiado, Fortin y Karam (1998) han observado la reducción de la salinidad y la presencia de Na en el complejo de cambio de lodos rojos (fuertemente sódicos y alcalinos) tras la adición de dosis elevadas de compost.

Materia orgánica

El incremento de la cantidad de materia orgánica, indicado por las concentraciones de carbono y nitrógeno totales es, junto a la reducción de la densidad aparente, el efecto más comúnmente observado tras la adición de compost a residuos mineros (Bagatto y Shorthouse, 2000; Romero *et al.*, 2005; Chiu *et al.*, 2006; O'Dell *et al.*, 2007; Alvarenga *et al.*, 2009a; Paradelo *et al.*, 2007, 2009a; Curtis y Claassen, 2009; Jones *et al.*, 2012), especialmente a corto plazo. Aunque es evidente que la adición de compost producirá un incremento inmediato de la materia orgánica, su mantenimiento y evolución a largo plazo dependerán además de la instauración y permanencia de la comunidad vegetal. Por otra parte, hay que señalar el potencial de la restauración de suelos mineros desde el punto de vista del secuestro de carbono (Monterroso *et al.*, 2004; Shrestha y Lal, 2006), en especial en el caso de la utilización de compost u otras enmiendas orgánicas, ya que el incremento del secuestro de carbono en el suelo es más rápido en este caso.

Nutrientes

La deficiencia de nitrógeno es una característica común a prácticamente todos los residuos y suelos mineros (Hossner y Hons, 1992), y puede deberse tanto a niveles bajos de nitrógeno total como a la ausencia de microorganismos que transformen el nitrógeno orgánico en formas asimilables por las plantas (Barnhisel, 1988). El fósforo está en cantidades de moderadas a muy deficientes, mientras que el potasio existe normalmente en cantidades suficientes para no limitar el

desarrollo vegetal, siendo las deficiencias de calcio y magnesio más habituales (Vetterlein *et al.*, 1999; Mays *et al.*, 2000). En cuanto a otros micronutrientes, existe poca evidencia de que su deficiencia pueda limitar el crecimiento vegetal en suelos de mina, siendo el pH y la materia orgánica los factores que más influyen en su disponibilidad (Mays *et al.*, 2000).

Numerosos autores han observado incrementos de las concentraciones de nitrógeno asimilable tras la adición de compost a residuos mineros (Neagoe *et al.*, 2005; Chiu *et al.*, 2006; O'Dell *et al.*, 2007; Alvarenga *et al.*, 2009a). Sin embargo, pueden darse problemas de fijación biológica ligados a las características de los compost, y en este sentido Paradelo *et al.* (2009a) observaron efectos variables de varios compost sobre el nitrógeno asimilable ligados a diferentes grados de madurez. Por otra parte, la enmienda de residuos mineros y suelos de mina con compost produce normalmente un incremento de las cantidades de fósforo asimilable para las plantas (Neagoe *et al.*, 2005; Chiu *et al.*, 2006; O'Dell *et al.*, 2007; Paradelo *et al.*, 2007; Alvarenga *et al.*, 2009a; Paradelo *et al.*, 2009a; Jones *et al.*, 2012), puesto que la mayor parte de los compost presentan concentraciones importantes de fósforo en formas asimilables (Vogtmann *et al.*, 1993). Por lo que respecta a los micronutrientes, los trabajos publicados indican en general un importante incremento de las concentraciones de Ca, Mg y K asimilables (Fortin y Karam, 1998; Mercuri *et al.*, 2005; Alvarenga *et al.*, 2009a; Paradelo *et al.*, 2007, 2009a; Jones *et al.*, 2012), destacando el efecto fertilizante sobre el potasio, que se debe a la elevada disponibilidad de este elemento en casi cualquier tipo de compost (Vogtmann *et al.*, 1993; He *et al.*, 2005). En general, el incremento de las concentraciones de nutrientes asimilables observado tras la adición de compost no debe ser atribuida a su liberación tras la mineralización de la materia orgánica, sino a un efecto fertilizante inicial (Barral *et al.*, 2011). En este sentido, es importante recordar que la función de los nutrientes aportados al inicio de la restauración es facilitar la colonización en un primer momento, pero para el mantenimiento de un aporte de nutrientes para las plantas eficaz a largo plazo es necesaria la recuperación total del ecosistema.

Elementos potencialmente tóxicos

En muchos tipos de residuos mineros y suelos de mina, especialmente en los provenientes de minería metálica, pueden encontrarse elementos potencialmente tóxicos (Cu, Ni, Zn, Pb, As...) en concentraciones anormalmente altas, suficientes para dificultar o impedir el desarrollo vegetal. A menudo los efectos

negativos de estos elementos aparecen en combinación con valores muy bajos de pH (Sopper, 1992), asociados a problemas de drenajes ácidos, y a la oxidación de los sulfuros en los que se encuentran habitualmente estos elementos (Sobek *et al.*, 2000). Aunque las concentraciones totales de estos elementos son un dato importante, en general son más relevantes su movilidad y biodisponibilidad, que dependen de las formas químicas en las que se encuentren.

Los efectos de la adición de compost sobre la movilidad y biodisponibilidad de elementos potencialmente tóxicos son variables y en ocasiones contradictorios, de modo que se han observado tanto incrementos (Schwab *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2005; Alvarenga *et al.*, 2009a) como reducciones (Bagatto y Shorthouse, 2000; Chiu *et al.*, 2006; O'Dell *et al.*, 2007), que dependen notablemente del elemento estudiado en cada caso. Esta diversidad de resultados se debe a la variedad y complejidad de los procesos de interacción entre la materia orgánica y los elementos metálicos, algunos de ellos con efectos divergentes sobre la movilidad, que pueden actuar simultáneamente en el suelo, y que al mismo tiempo pueden tener efectos diferentes sobre distintos elementos. Por una parte, el incremento del contenido de materia orgánica debido a la adición de compost incrementará la capacidad de intercambio de cationes de los materiales, facilitando la retención de elementos en forma catiónica, como es el caso de la mayoría de metales. Además, algunos elementos como el Pb o el Cu pueden sufrir procesos de adsorción específica sobre la materia orgánica, lo que contribuirá a reducir su disponibilidad (Alloway, 1995; Brown *et al.*, 2003; Smith, 2009; Paradelo *et al.*, 2011; Paradelo y Barral, 2012). En el mismo sentido, la adición de compost normalmente incrementa los valores de pH ácidos a los que la solubilidad de los metales es máxima, y contribuye también a la reducción de su biodisponibilidad.

Por otra parte, la presencia de algunos compuestos orgánicos solubles puede incrementar la movilidad y disponibilidad de los metales a través de dos mecanismos: primero, los ácidos orgánicos de bajo peso molecular pueden combinarse con los metales para formar complejos solubles, y segundo, estos mismos ácidos pueden contribuir a un descenso del pH que incremente la solubilidad de los metales. Este hecho debe considerarse especialmente cuando se usen enmiendas orgánicas de bajo grado de madurez, ya que la presencia de ácidos orgánicos y otros compuestos solubles son típicos de las primeras etapas de la descomposición de residuos orgánicos, y por tanto su concentración se reduce notablemente en compost maduros (Himanen *et al.*, 2006).

Efecto del compost sobre las propiedades biológicas de residuos mineros y suelos de mina

Si bien las mejoras en las propiedades físicas y químicas son fundamentales para la restauración, pues facilitan la instauración inicial de la vegetación, para su mantenimiento a largo plazo son esenciales los factores biológicos. Las comunidades microbianas tienen una importancia crítica para el funcionamiento correcto del suelo y, por extensión, del ecosistema, puesto que son esenciales para el mantenimiento de la fertilidad y la evolución de un sistema suelo-planta estable (Visser, 1985). Los microorganismos inmovilizan los nutrientes impidiendo que se pierdan por lavado, y presentan una gran versatilidad metabólica que les permite adaptarse a niveles bajos de nutrientes y a condiciones físicas y químicas adversas. Además, para que se desarrolle una estructura edáfica estable es necesaria la participación de los organismos vivos, especialmente bacterias y hongos (Angers y Chenu, 1997). Así, aunque un incremento de la actividad biológica no sea un factor que ocasione directamente un aumento de la productividad vegetal, ambas están relacionadas, especialmente durante las etapas iniciales de la evolución del suelo a partir de residuos mineros (Speir y Ross, 2002). El restablecimiento de las poblaciones microbianas en la rizosfera de las plantas que crecen en suelos restaurados es de una importancia vital, porque aceleran la restauración activando los ciclos de nutrientes y protegiendo a las plantas del estrés ambiental, y ayudan al desarrollo de la estructura del suelo (Jackson, 1991).

El desarrollo y la actividad de los organismos vivos en residuos mineros y suelos de mina están limitados por las extremas condiciones físicas y químicas ya descritas. Debido a los bajos niveles de materia orgánica, los niveles de actividad biológica se mantienen bajos hasta que el desarrollo progresivo de la vegetación da lugar a una acumulación de biomasa suficiente que pueda ser utilizada por los microorganismos. La adición de compost y el comienzo del proceso de restauración, que favorecen la acumulación de materia orgánica, dan lugar a un incremento de la actividad biológica que ha sido observado por numerosos autores a través de medidas de actividades enzimáticas (Emmerling *et al.*, 2000; Romero *et al.*, 2005; Paradelo *et al.*, 2007, 2009a; Alvarenga *et al.*, 2009b), respiración (Emmerling *et al.*, 2000; Jones *et al.*, 2012), biomasa microbiana (Paradelo *et al.*, 2007, 2009a; Jones *et al.*, 2012), colonización bacteriana en la rizosfera (Iverson y Maier, 2009), y desarrollo de las poblaciones de musgos (Lukesová, 2001) y mesofauna (Kielhorn *et al.*, 1999; Emmerling y Paulsch, 2001). Finalmente, como consecuencia de

las mejoras producidas en las condiciones físicas, químicas y biológicas de los residuos mineros y suelos de mina, la adición de compost da lugar en la mayoría de los casos a un incremento de la productividad vegetal, un hecho que ha sido observado mayoritariamente en la literatura, en gran variedad de condiciones experimentales y de compost utilizados (Fortim y Karam, 1998; Mench *et al.*, 2003; Mercuri *et al.*, 2005; Chiu *et al.*, 2006; O'Dell *et al.*, 2007; Paradelo *et al.*, 2007; Alvarenga *et al.*, 2009a; Curtis y Claassen, 2009; Jones *et al.*, 2012).

Conclusiones

Las propiedades físicas, químicas y biológicas de los residuos mineros y suelos de mina son problemáticas para el desarrollo vegetal durante las labores del proceso de rehabilitación, siendo la falta de materia orgánica una fuerte limitación en este sentido que se puede mitigar mediante la utilización de enmiendas orgánicas como el compost. La adición de compost ha demostrado tener efectos positivos sobre las propiedades de residuos mineros y suelos de mina de cara a la restauración, a través del incremento de su contenido en materia orgánica. Mejora las propiedades físicas, especialmente la densidad aparente y la capacidad de retención de agua, aporta nutrientes indispensables como P y N, incrementa la actividad biológica, ayuda a corregir el pH en muchas ocasiones extremo, y puede reducir la movilidad y biodisponibilidad de ciertos elementos potencialmente tóxicos. Como resultado de este conjunto de efectos positivos, la adición de compost produce en general un incremento de la productividad vegetal de estos materiales, lo que se traduce en mejores condiciones para la revegetación, y por tanto para el éxito de la rehabilitación.

Referencias

- Alloway, B.J. 1995. *Heavy metals in soil*. Blackie, Glasgow.
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. and Cunha-Queda, A.C. 2009a. Organic residues as immobilizing agents in aided phytoestabilization: (I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*, 74, 1292-1300.
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E. and Cunha-Queda, A.C. 2009b. Organic residues as immobilizing agents in aided phytoestabilization: (II) Effects on soil biochemical and ecotoxicological characteristics. *Chemosphere*, 74, 1301-1308.
- Angers, D.A. and Chenu, C. 1997. Dynamics of soil aggregation and C sequestration. En: R. Lal, J.M. Kimble, R.F.

- Follett, B.A. Stewart (eds.), *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 199-206.
- Bagatto, G. and Shorthouse, J.D. 2000. Evaluation of municipal solid waste (MSW) compost as a soil amendment for acidic, metalliferous mine tailings. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 14, 205-214.
- Barnhisel, R.I. 1988. Fertilization and management of reclaimed lands. En: Hossner, L.R. (ed.), *Reclamation of surface-mined lands*. Volume II. CRC Press, Boca Raton, pp. 1-15.
- Barral, M.T., Paradelo, R., Domínguez, M. and Díaz-Fierros, F. 2011. Nutrient release dynamics in soils amended with municipal solid waste compost in laboratory incubations. *Compost Science & Utilization*, 19, 235-243.
- Barrington, S.F. and Madromootoo, C.A. 1989. Investigating seal formation from manure infiltration into soils. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32, 851-856.
- Brown, S.L., Henry, C.L., Chaney, R., Compton, H., DeVolder, P.S. 2003. Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated mining areas. *Plant and Soil*, 249, 203-215.
- Campbell, D.J. 1991. Liquid and plastic limits. En: K.A. Smith, C.E. Mullins (eds.), *Soil Analysis. Physical Methods*. Marcel Dekker, New York, pp. 367-398.
- Chiu, K.K., Ye, Z.H. and Wong, M.H. 2006. Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu tailings amended with manure compost and sewage sludge: a greenhouse study. *Bioresource Technology*, 97, 158-170.
- Curtis, M.J. and Claassen, V.P. 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, 17, 24-32.
- Dollhopf, D.J. and Postle, R.C. 1988. Physical parameters that influence successful minesoil reclamation. En: L.R. Hossner (ed.), *Reclamation of surface-mined lands*. Volume II. CRC Press, Boca Raton, pp. 81-104.
- Emmerling, C. and Paulsch, D. 2001. Improvement of earthworm (*Lumbricidae*) community and activity in mine soils from open-cast coal mining by the application of different organic waste materials. *Pedobiologia*, 45, 396-407.
- Emmerling, C., Liebner, C., Haubold-Rosar, M., Katur, J. and Schröder, D. 2000. Impact of application of organic waste materials on microbial activities of mine soils in the Lusatian coal mining region. *Plant and Soil*, 220, 129-138.
- Fortin, J. and Karam, A. 1998. Effect of a commercial peat moss-shrimp wastes compost on pucinelia growth in red mud. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 12, 105-109.
- Haering, K.C., Lee Daniels, W. and Feagley, S.E. 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures, and papermill sludges. En: Barnhisel, R.I., Darmody, R.G., Daniels, W.L. (eds.), *Reclamation of drastically disturbed lands*, 2nd edn. Soil Science Society of America, Madison, pp. 615-644.
- Haigh, M.J. and Sansom, B. 1999. Soil compaction, runoff and erosion on reclaimed coal-lands (UK). *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 13, 135-146.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S. and Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123, 1-14.
- Harris, J. 2009. Soil microbial communities and restoration ecology: Facilitators or followers? *Science*, 325, 573-574.
- He, Z., Yang, X., Kahn, B.A., Stoffella, P.J. y Calvert, D.V. 2005. Ventajas que suponen la utilización de compost para la nutrición fosfórica, potásica, cálcica, magnésica y de micronutrientes. En: Stoffella, P.J., Kahn, B.A. (eds.). *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, Spain, pp. 307-319.
- Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezajnejad, Y. and Sadeghi, M. 2010. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure applications on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. *Soil and Tillage Research*, 108, 43-50.
- Himanen, M., Latva-Kala, K., Itävaara, M. and Hänninen, K. 2006. A method for determining low-weight carboxylic acids from biosolid compost. *Journal of Environmental Quality*, 35, 516-521.
- Hossner, L.R. and Hons, F.M. 1992. Reclamation of mine tailings. En: R. Lal, B.A. Stewart (eds.), *Soil Restoration. Advances in Soil Science, Volume 17*. Springer-Verlag, New York, pp. 311-350.
- Husein Malkawi, A.I., Alawneh, A.S. and Abu-Safaqah, O.T. 1999. Effects of organic matter on the physical and the physicochemical properties of an illitic soil. *Applied Clay Science*, 14, 257-278.
- IGME. 2003. *Investigación Geoambiental en áreas alteradas por actividades mineras. Reconocimiento y evaluación de la potencialidad de terrenos alterados por minería a cielo abierto*. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Sistema de Información Documental. IGME (disponible a través de Internet).
- Iverson, S.L. and Maier, R.M. 2009. Effects of compost on colonization of roots of plants grown in metalliferous mine tailings, as examined by fluorescence in situ hybridization. *Applied Environmental Microbiology*, 75, 842-847.
- Jackson, L.J. 1991. *Surface coal mines restoration and rehabilitation*. IEA Coal Research, London, 79 pp.
- Johnson, M.S., Cooke, S.A. and Stevenson, J.K. 1994. Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. En: R.E. Hester, R.M. Harrison (eds.), *Mining and its environmental impact*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp. 31-48.
- Jones, B.E.H., Haynes, R.J. and Philips, I.R. 2012. Addition of an organic amendment and/or residue mud to bauxite residue sand in order to improve its properties as a growth medium. *Journal of Environmental Management*, 95, 29-38.
- Joost, R.E., Olsen, F.J. and Jones, J.H. 1987. Revegetation and minesoil development of coal refuse amended with sewage sludge and limestone. *Journal of Environmental Analysis*, 16, 65-68.
- Kielhorn, K.-H., Keplin, B. and Hütl, R.F. 1999. Ground beetle communities on reclaimed mine spoil: effects of organic

- matter application and revegetation. *Plant and Soil*, 213, 117-125.
- Leifeld, J., Siebert, S. and Kögel-Knabner, I. 2001. Stabilization of composted organic matter after application to a humus-free sandy mining soil. *Journal of Environmental Quality*, 30, 602-607.
- Li, M.S. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: a review of research and practice. *Science of the Total Environment*, 357, 38-53.
- Lukešová, A. 2001. Soil algae in brown coal and lignite post-mining areas in Central Europe (Czech Republic and Germany). *Restoration Ecology*, 9, 341-350.
- Mays, D.A., Sistani, K.R. and Soileau, J.M. 2000. Lime and fertilizer needs for land restoration. En: R.I. Barnhisel, R.G. Darmody, W.L. Daniels (eds.), *Reclamation of drastically disturbed lands* (2ª edición). Soil Science Society of America, Madison, pp. 217-240.
- Mench, M., Bussière, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunção, A. and Manceau, A. 2003. Progress in remediation and revegetation of the barren Jales gold mine spoil after *in situ* treatments. *Plant and Soil*, 249, 187-202.
- Mercuri, A.M., Duggin, J.A. and Grant, C.D. 2005. The use of saline mine water and municipal wastes to establish plantations on rehabilitated open-cut coal mines, Upper Hunter Valley NSW, Australia. *Forest Ecology and Management*, 204, 195-207.
- Monterroso, C., Gil Bueno, A., Pérez Varela, S. y Macías, F. 2004. Restauración de suelos de mina: contribución a la fijación de carbono en el ecosistema terrestre. *Edafología*, 11, 135-148.
- Neaogoe, A., Ebenå, G. and Carlsson, E. 2005. The effect of soil amendments on plant performance in an area affected by acid mine drainage. *Chemie der Erde*, 65(S1), 115-129.
- O'Dell, R., Silk, W., Green, P. and Claassen, V. 2007. Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). *Environmental Pollution*, 148, 115-124.
- Paradelo, R. and Barral, M.T. 2009. Effect of moisture and disaggregation on the microbial activity of soil. *Soil and Tillage Research*, 104, 317-319.
- Paradelo, R. and Barral, M.T. 2012. Evaluation of the potential capacity as metal biosorbents of two MSW composts with different Cu, Pb and Zn content. *Bioresource Technology*, 104, 810-813.
- Paradelo, R. and Barral, M.T., 2013. Influence of organic matter and texture on the compactability of Technosols. *Catena*, in press.
- Paradelo, R., Cendón, Y., Moldes, A.B. and Barral, M.T. 2007. A pot experiment with slate processing fines and compost. *Geoderma*, 41, 363-369.
- Paradelo, R., Moldes, A.B. and Barral, M.T. 2009a. Properties of slate mining wastes amended with grape marc compost under laboratory conditions. *Waste Management*, 29, 579-584.
- Paradelo, R., Moldes, A.B. and Barral, M.T. 2009b. Amelioration of the physical properties of slate processing fines using grape marc compost and vermicompost. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1251-1260.
- Paradelo, R., Villada, A. and Barral, M.T. 2011. Reduction of the short-term availability of copper, lead and zinc in a contaminated soil amended with MSW compost. *Journal of Hazardous Materials*, 188, 96-104.
- Romero, E., Benítez, E. and Nogales, R. 2005. Suitability of wastes from olive-oil industry for initial reclamation of a Pb/Zn mine tailing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165, 153-165.
- Rowe, E.C., Williamson, J.C., Jones, D.L., Holliman, P. and Healey, J.R. 2005. Initial tree establishment on blocky quarry waste ameliorated with hydrogel or slate processing fines. *Journal of Environmental Quality*, 34, 994-1003.
- Schwab, P., Zhu, D. and Banks, M.K. 2007. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology*, 98, 2935-2941.
- Shresta, R.K. and Lal, R. 2006. Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment International*, 32, 781-796.
- Shukla, M.K., Lal, R. and Ebinger, M.H. 2005. Physical and chemical properties of a minespoil eight years after reclamation in Northeastern Ohio. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1288-1297.
- Sierra, J. 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1557-1563.
- 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.
- Soane, B.D. 1982. Soil degradation attributable to compaction under wheels and its control. En: D. Boels, B.D. Davies, A.E. Johnston (eds.), *Soil degradation*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 27-44.
- Sobek, A.A., Skousen, J.G. and Fisher, S.E. 2000. Chemical and physical properties of overburdens and minespoils. En: Barnhisel, R.I., Darmody, R.G., Daniels, W.L. (eds.), *Reclamation of drastically disturbed lands*, 2nd edition. American Society of Agronomy, Madison, pp. 77-104.
- Sopper, W.E. 1992. Reclamation of mine land using municipal sludge. En: Lal, R., Stewart, B.A. (eds.), *Soil Restoration. Advances in Soil Science*, Volume 17. Springer-Verlag, New York, pp. 351-431.
- Speir, T.W. and Ross, D.J. 2002. Hydrolytic enzyme activities to assess soil degradation and recovery. En: R.G. Burns, R.P. Dick (eds.), *Enzymes in the environment*. Marcel Dekker, New York, pp. 407-431.
- Stolt, M.H., Baker, J.C., Simpson, T.W., Martens, D.C., McKenna, J.R. and Fulcher, J.R. 2001. Physical reconstruction of mine tailings after surface mining mineral sands from prime agricultural land. *Soil Science*, 166, 29-37.
- Tate, R.L. 1985. Microorganisms, ecosystem disturbance and soil-formation processes. En: Tate, R.L., Klein, D.A. (eds.), *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications*. Marcel Dekker Inc., New York, pp 1-33.
- Topp, G.C., Reynolds, W.D., Cook, F.J., Kirby, J.M. and Carter, M.R. 1997. Physical attributes of soil quality. En: E.G. Gregorich, M.R. Carter (eds.), *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 21-58.

- Tordoff, G.M., Baker, A.J.M. and Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41, 219-228.
- Vetterlein, D., Bergmann, C. and Hüttl, R.F. 1999. Phosphorus availability in different types of open-cast mine spoil and the potential impact of organic matter application. *Plant and Soil*, 213, 189-194.
- Visser, S. 1985. Management of microbial processes in surface mined land reclamation in Western Canada. En: Tate, R.L., Klein, D.A. (eds.), *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications*. Marcel Dekker Inc., New York, pp. 203-241.
- Vogel, W.G. 1987. *A manual for training reclamation inspectors in the fundamentals of soils and revegetation*. U.S. Department of Agriculture, Berea, Kentucky, 178 pp.
- Vogtmann, H., Fricke, K. and Turk, T. 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Science and Utilization*, 1, 69-87.
- Von Willert, F.J. and Stehouwer, R.C. 2003. Compost and calcium surface treatment effects on subsoil chemistry in acidic minespoil columns. *Journal of Environmental Quality*, 32, 781-788.
- West, T.O. and Wali, M.K. 1999. A model for estimating sediment yield from surface-mined lands. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 13, 103-109.
- Williamson, J., Rowe, E., Rendell, T., Healey, J., Jones, D. and Nason, M. 2003. *Restoring habitats of high conservation value after quarrying: best practice manual*. Institute of Environmental Science, University of Wales, Bangor, 120 pp.

Recibido: noviembre 2012

Revisado: enero 2013

Aceptado: enero 2013

Publicado: julio 2013