



Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola

Facultade de Farmacia

TESE DOUTORAL

*Compostaxe de residuos da industria vitivinícola e  
aplicación do compost de bagazo de uva en restauración de  
entulleiras de lousa*

Remigio Paradelo Núñez

Abril 2009







**D<sup>a</sup> María Teresa Barral Silva**, Profesora Titular do Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola da Universidade de Santiago, e **D<sup>a</sup> Ana Belén Moldes Menduïña**, Investigadora do Programa Ramón y Cajal do Departamento de Enxeñería Química da Universidade de Vigo

#### CERTIFICAN

que a memoria que segue, titulada “**Compostaxe de residuos da industria vitivinícola e aplicación do compost de bagazo de uva en restauración de entulleiras de lousa**”, e presentada polo licenciado Remigio Paradelo Núñez para optar ao grao de Doutor en Química, foi realizada no Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola baixo a súa dirección, e atopándose concluída, autorizan a súa presentación para que poida ser xulgada polo tribunal que corresponda.

E para que así conste, expiden e firman esta certificación, en Santiago de Compostela, a 24 de abril de 2009.

**María Teresa Barral Silva**

**Ana Belén Moldes Menduïña**



## Resumo

### **Compostaxe de residuos da industria vitivinícola e aplicación do compost de bagazo de uva en restauración de entulleiras de lousa.**

Os obxectivos desta Tese Doutoral foron avaliar o tratamento de residuos da industria vitivinícola mediante compostaxe, e a utilización de compost de bagazo de uva como emenda para mellorar as propiedades de lodos de serrado de lousa, de cara a utilizar as mesturas como superficie final na restauración de entulleiras.

En primeiro lugar, estodiouse a compostaxe de diversos residuos da industria vitivinícola, incluíndo bagazo esgotado (residuo da destilación), lías de vinificación (residuo das trasfegas do viño), e bagazo hidrolizado (residuo da produción biotecnolóxica de aditivos), todos eles caracterizados polo seu pH ácido e elevado contido en materia orgánica. Estes residuos son susceptibles de ser valorizados agronomicamente, pero algunhas das súas propiedades poderían ser prexudiciais para o solo ou o crecemento vexetal, polo que deben ser estabilizados e/ou acondicionados previamente ao seu uso. A compostaxe destes residuos avaliouuse en tres experimentos a diferentes escalas, estudiándose a evolución dos principais parámetros físicos, químicos e biolóxicos durante o proceso, e realizando unha extensa caracterización das propiedades dos compost finais para ter unha medida da súa calidade agronómica. Observouse que o tratamento de residuos vitivinícolas mediante compostaxe é viable e permite acadar un grao adecuado de estabilización nun espazo de tempo relativamente curto (incluso dous meses), sendo os parámetros máis adecuados para seguir a evolución do proceso de compostaxe os referidos ás concentracións de materia orgánica soluble e de lignina, celulosas e hemicelulosas. A compostaxe mellorou as propiedades dos residuos iniciais no que respecta á súa posible aplicación agrícola, e os compost finais presentaron propiedades adecuadas de fertilidade tanto polo seu pH próximo á neutralidade como polo seu contido en nutrientes, baixas concentracións de metais tóxicos e boas propiedades físicas.

Na segunda parte avaliouuse a utilización de varios dos compost de bagazo elaborados como emenda de lodos de serrado de lousa para a restauración de entulleiras. Os lodos de serrado da lousa son un material fino composto principalmente por cuarzo, clorita e moscovita, de pH lixeiramente alcalino, con falta de N e P asimilables para as plantas e materia orgánica. Carecen de estrutura estable, e presentan malas propiedades físicas que os fan moi susceptibles á erosión. Os lodos de lousa emendáronse con diferentes doses de compost e vermicompost de bagazo, en diferentes experimentos de laboratorio, invernadoiro e campo, nos que se determinaron os efectos da emenda sobre as súas propiedades físicas, químicas e bioquímicas e a produtividade vexetal. Observouse que a adición dos compost aos lodos de lousa mellorou as propiedades físicas que determinan a susceptibilidade á erosión e a capacidade de retención de auga; tamén mellorou a fertilidade dos lodos de lousa, incrementando os contidos en materia orgánica, ademais de corrixir a falta de N e P en formas asimilables polas plantas, e incrementou a súa actividade biolóxica. Como consecuencia destas melloras incrementouse de modo notable a produtividade vexetal dos lodos de lousa, factor este de enorme importancia por ser o destino final das mesturas e lodos e compost o seu emprego como substrato para a revexetación de entulleiras, polo que se pode concluír que o uso dos compost de bagazo como emenda orgánica é unha opción viable na restauración de entulleiras de lousa.

## Resumen

### **Compostaje de residuos de la industria vitivinícola y aplicación de compost de orujo de uva en restauración de escombreras de pizarra.**

Los objetivos de esta Tesis Doctoral fueron evaluar el tratamiento de residuos de la industria vitivinícola mediante compostaje, y la utilización de compost de orujo de uva como enmienda para mejorar las propiedades de lodos de serrado de pizarra, de cara a utilizar las mezclas como superficie final en la restauración de escombreras.

En primer lugar, se estudió el compostaje de diversos residuos de la industria vitivinícola, incluyendo orujo agotado (residuo de la destilación), lías de vinificación (residuo del trasiego del vino), y orujo hidrolizado (residuo de la producción biotecnológica de aditivos), todos ellos caracterizados por su pH ácido y elevado contenido en materia orgánica. Estos residuos son susceptibles de ser valorizados agrónomicamente, pero algunas de sus propiedades podrían ser perjudiciales para el suelo o el desarrollo vegetal, por lo que deben ser estabilizados y/o acondicionados previamente a su uso. El compostaje de estos residuos se evaluó en tres experimentos a diferentes escalas, estudiándose la evolución de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos durante el proceso, y realizando una extensa caracterización de las propiedades de los compost finales para tener una medida de su calidad agronómica. Se observó que el tratamiento de residuos vitivinícolas mediante compostaje es viable y permite obtener un grado adecuado de estabilización en un espacio de tiempo relativamente corto (incluso dos meses), siendo los parámetros más adecuados para seguir la evolución del proceso de compostaje aquellos relativos a las concentraciones de materia orgánica soluble y de lignina, celulosas y hemicelulosas. El compostaje mejoró las propiedades de los residuos iniciales en lo que respecta a su posible aplicación agrícola, y los compost finales presentaron propiedades adecuadas de fertilidad tanto por su pH próximo a la neutralidad como por su contenido en nutrientes, bajas concentraciones de metales tóxicos y buenas propiedades físicas.

En la segunda parte se evaluó la utilización de varios de los compost de orujo elaborados como enmienda de lodos de serrado de pizarra para la restauración de escombreras. Los lodos de serrado de pizarra son un material fino compuesto principalmente por cuarzo, clorita y moscovita, de pH ligeramente alcalino, con carencia de N y P asimilables para las plantas y materia orgánica. Carecen de estructura estable, y presentan malas propiedades físicas que los hacen muy susceptibles a la erosión. Los lodos de pizarra fueron enmendados con diferentes dosis de compost y vermicompost de orujo, en diferentes experimentos de laboratorio, invernadero y campo, en los que se determinaron los efectos de la enmienda sobre sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas y la productividad vegetal. Se observó que la adición de los compost a los lodos de pizarra mejoró las propiedades físicas que determinan la susceptibilidad a la erosión y la capacidad de retención de agua; también mejoró la fertilidad de los lodos, incrementando su contenido en materia orgánica, además de corregir la falta de N y P en formas asimilables por las plantas, e incrementó su actividad biológica. Como consecuencia de estas mejoras se incrementó notablemente la productividad vegetal de los lodos de pizarra, factor este de enorme importancia por ser el destino final de las mezclas de lodos y compost su empleo como sustrato para la revegetación de las escombreras, por lo que se puede concluir que el uso de los compost de bagazo como enmienda orgánica es una opción viable en la restauración de escombreras de pizarra.

## **Abstract**

### **Composting of residuals from the wine industry and application of grape marc compost in the restoration of slate dumps.**

The main objectives of this Ph.D. Thesis were to evaluate the composting of residuals from the wine industry, and the use of grape marc compost as an organic amendment for ameliorating the properties of slate processing fines, in order to obtain an artificial soil to be spread over the top surfaces of slate dumps as a support for a permanent vegetal cover.

First, the composting of several wastes from the wine industry, including spent grape marc, vinification lees and hydrolyzed grape marc, was studied. All these wastes are characterized by their acidic pH and high organic matter content. Although they could be used as soil amendments, some of their properties can be prejudicial for soil health and plant growth, so they should be stabilised prior to application. The composting process of these wastes was assessed in three different-scale experiments, in which the evolution of the main physical, chemical and biological parameters was monitored, and an exhaustive characterization of the final products was performed, in order to evaluate their agronomical quality. It was seen that the composting of these residuals is feasible, and an adequate degree of stabilization was achieved in the short term (even in the first two months). The parameters which best described the evolution of the process were those related to the concentrations of water-soluble organic matter and lignin, celluloses and hemicelluloses. Composting improved the initial properties of the wastes, and the composts obtained showed suitable properties for agronomic use, with nearly neutral pH, high nutrient status and low concentrations of toxic metals, as well as good physical properties.

In the second section, the application of the grape marc composts as an organic amendment for slate processing fines was evaluated. Slate processing fines are wastes from the slate industry consisting of quartz, muscovite and chlorite, with alkaline pH, low organic matter content and low plant-available N and P concentrations. They lack stable structure and their physical properties make them prone to erosion. Slate processing fines were amended with grape marc compost and vermicompost at different rates, in laboratory, greenhouse and field experiments, and the effect of the amendment upon their physical, chemical and biochemical properties, as well as plant productivity, was assessed. It was seen that the amendment with the composts improved the physical properties of the slate processing fines, particularly those affecting their susceptibility to erosion, and water holding capacity; the composts also improved the fertility status of the fines by increasing their organic matter concentrations, plant-available N and P, and microbial biomass and activity. As a result of these improvements, the plant productivity of the slate processing fines was significantly increased, and thus it can be concluded that amending those fines with grape marc compost is a feasible option for the restoration of slate dumps.



## ÍNDICE

<b>PRESENTACIÓN</b>	<b>1</b>
Limiar sobre os residuos e o sistema de produción	3
Antecedentes	5
Distribución da memoria	6
Agradecementos	7
<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>9</b>
<b>1. A INDUSTRIA VITIVINÍCOLA</b>	<b>11</b>
1.1. Os procesos de vinificación e destilación	13
1.2. Residuos da industria vitivinícola	18
1.3. Aproveitamento dos residuos da industria vitivinícola	22
<b>2. USO DO COMPOST COMO EMENDA DE SOLOS</b>	<b>29</b>
2.1. A materia orgánica no solo	29
2.2. Compostaxe de residuos orgánicos	31
2.3. Calidade do compost	45
2.4. Aplicacións do compost	53
<b>3. A INDUSTRIA DA LOUSA</b>	<b>61</b>
3.1. Aspectos xeolóxicos	61
3.2. Aspectos socioeconómicos	66
3.3. Aspectos produtivos	71
3.4. Aspectos ambientais	74
<b>XUSTIFICACIÓN E OBXECTIVOS</b>	<b>89</b>
<b>TRATAMENTO DE RESIDUOS DA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA</b>	<b>93</b>
<b>1. PLAN DE TRABAJO</b>	<b>95</b>
<b>2. MATERIAIS</b>	<b>97</b>
2.1. Bagazo esgotado	97
2.2. Bagazo hidrolizado	97
2.3. Lías de vinificación	99
2.4. Vinazas	99
<b>3. METODOLOXÍA</b>	<b>100</b>
3.1. Descrición dos experimentos	100
3.2. Métodos de análise	108
<b>4. RESULTADOS E DISCUSIÓN</b>	<b>145</b>
4.1. Propiedades de residuos da industria vitivinícola	145
4.2. Co-compostaxe de bagazo de uva hidrolizado e lías de vinificación	149

4.3. Estudio comparativo de compostaxe de bagazo de uva e co-compostaxe de bagazo hidrolizado e lías de vinificación _____	168
4.4. Eliminación de compostos coloreados da fracción líquida das vinazas _____	195
4.5. Estudio comparativo de compost e vermicompost de bagazo esgotado de uva _____	207
4.6. Resumo sobre as propiedades finais dos compost de residuos vitivinícolas _____	230
<b>APLICACIÓNS DE COMPOST DE BAGAZO DE UVA EN RESTAURACIÓN _____</b>	<b>237</b>
1. PLAN DE TRABAJO _____	239
2. MATERIAIS _____	241
2.1. Lodos de lousa _____	241
2.2. Compost de bagazo _____	244
2.3. Bagazo esgotado _____	244
2.4. Té de compost _____	244
3. METODOLOXÍA _____	245
3.1. Descrición dos experimentos _____	245
3.2. Métodos de análise _____	250
4. RESULTADOS E DISCUSIÓN _____	294
4.1. Propiedades dos lodos de lousa _____	294
4.2. Experimentos en laboratorio _____	322
4.3. Experimento en invernadoiro _____	360
4.4. Experimento en campo _____	375
4.5. Efecto global do compost sobre as propiedades dos lodos de lousa _____	384
<b>SÍNTESE _____</b>	<b>399</b>
1. Propiedades dos residuos da industria vitivinícola _____	401
2. Características da compostaxe de residuos vitivinícolas _____	402
3. Propiedades dos compost e vermicompost de residuos vitivinícolas _____	405
4. Propiedades dos lodos de lousa _____	407
5. Efecto do compost de bagazo sobre as propiedades dos lodos de lousa _____	408
6. Recomendacións e futura investigación _____	410
<b>CONCLUSIÓN _____</b>	<b>413</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA _____</b>	<b>417</b>
<b>ANEXOS _____</b>	<b>457</b>
ANEXO 1. Resumo de métodos de análise. _____	459
ANEXO 2. Listado de publicacións derivadas desta Tese _____	463
ANEXO 3. Vocabulario. _____	464
ANEXO 4. Abreviaturas e acrónimos. _____	466
ANEXO 5. Fotografías. _____	467



*Thy truth then be thy dower*

*King Lear, I, 1, 107.*

*I see my ancestors spend with careless abandon*

*assuming eternal supply*

*modern man - evolutionary betrayer*

*modern man - ecosystem destroyer*

*modern man*

*pathetic example of earth's organic heritage*

*just a sample of carbon-based wastage*

*Bad Religion, 1990. Modern man.*

*we often suffer from the delusion that we as humans can control nature*

*J.W. Doran, M. Sarrantonio, M.A. Liebig, 1996. Soil health and sustainability.*

*en modo alguno puede adquirirse*

*la tierra cuya negrura remuevo ahora entre los dedos...*

*A. García Calvo, 1996. De Dios.*



---

## PRESENTACIÓN



## **Limiar sobre os residuos e o sistema de produción**

Esta Tese Doutoral trata sobre os residuos. A xeración de residuos é inherente ao noso sistema de produción. A imposibilidade de existencia dun proceso industrial sen produción de residuos foi descrita por Kiely nos seguintes termos:

Aínda que se ten introducido o concepto de procesos con emisións cero, esta posibilidade é termodinamicamente irrealizable para un proceso de fabricación, se tal proceso se contempla como un sistema aberto [...]. Se se manipulan os límites do sistema co fin de ter un sistema pechado [...] sería unha solución moi parecida á de fin de tubería para os problemas materiais, o que sería simplemente transferir o problema de un lugar a outro. Aumentando os límites dos sistemas para incorporar as instalacións de subministro de enerxía, de feito, demostra que o sistema expandido é aberto e deposita os materiais no entorno

do cal se deduce que non pode haber vertido cero para ningún proceso de fabricación e que, unha vez creado, o residuo non pode ser destruído (Kiely, 1999). Aínda que na actualidade existe un grande interese na busca de usos para os residuos dos diferentes procesos industriais que os producen, cabe pensar que non é posible pechar o ciclo. Podemos transformar os residuos dun proceso na materia prima de outro proceso, pero este á súa vez dará lugar a novos residuos aos que debemos buscar unha utilidade, quizais como materia prima nun novo proceso, ou desfacernos deles.

Os residuos representan un problema dentro do sistema de produción, posto que non teñen utilidade para o produtor (entendida como convertibilidade en cartos), que ademais está obrigado a desfacerse deles (o cal implica sempre un prexuízo económico). Os residuos só deixan de ser un problema cando se poden transformar en beneficios, pero nese caso deixan de ser residuos para converterse en materias primas ou mercadorías. Por exemplo, moitas empresas teñen como actividade económica principal a xestión e/ou tratamento de residuos producidos por empresas con actividades diferentes, residuos que no seu caso poden considerarse a súa mercadoría ou materia prima, pero non propiamente residuos. As instalacións de tratamento de residuos están na mesma situación: as incineradoras e as plantas de biometanización, por exemplo, converten os residuos doutras actividades (pero materia prima das súas) en beneficio económico a través da produción de novos bens intercambiáveis por cartos (enerxía eléctrica, nos dous casos), pero tamén producen os seus propios residuos. Non se pode, entón, imaxinar un proceso que elimine a produción de residuos.

Esta inevitabilidade, o feito de que toda acción teña a súa consecuencia, sen embargo, resulta incómodo para o noso sistema de produción, baseado en boa medida na externalización dos custes, que é unha das bases sobre as que se asenta o capitalismo. No sistema de produción

unicamente se valoran os aspectos puramente produtivos, nunha situación que Engels (1876) resumiu do seguinte modo:

Alá onde a produción e o cambio corren a cargo de capitalistas individuais que non persiguen máis que a ganancia inmediata, é natural que só se tomen en conta os resultados inmediatos e directos (...). E o mesmo sucede coas consecuencias naturais destes actos.

A máis de un século de distancia a análise de Engels segue vixente en liñas xerais (entendéndose que a descrita é a situación cara a que tende o capitalismo nun contexto libre de restricións), e esténdese tanto ás consecuencias sociais como ambientais do sistema. As sociais son evidentes, pero non o son menos as ambientais. Cando consideramos os factores ambientais vemos como os vertidos á auga, o solo ou a atmosfera, por exemplo, a ser posible non se consideran responsabilidade empresarial (mentres a lexislación vixente e/ou os encargados de aplicala o permitan) e polo tanto os “gastos” que supón o proceso produtivo, na forma de degradación ambiental, son externalizados: gaña (e contamina) un, pero pagamos todos. É dicir, que a obriga do produtor de desfacerse dos residuos non se toma en consideración, de ser posible, e repártense os custos derivados entre o conxunto da sociedade e o medio, de modo que a marxe de beneficios da actividade increméntase notablemente a costa de todos. Este fenómeno de financiamento indirecto é bastante común: gran número de (importantes) empresas sobreviven grazas á intervención dos estados, ben a través de subvencións periódicas, ben a través de procesos de privatización, ben a través de inxeccións de diñeiro público en momentos puntuais de dificultade. Os exemplos recentes son máis que coñecidos, e demostran que non se deben esquecer en ningún momento as consecuencias naturais ou sociais das actividades económicas.

Visto que os residuos teñen como destino final o seu vertido, nunha ou outra forma, os residuos e o solo están moi ligados. O solo é a delgada liña que separa a vida e a morte no noso planeta, e o seu uso inadecuado pode dar lugar a situacións de degradación irreversible que antes ou despois repercutirán negativamente sobre a nosa sociedade, con consecuencias que poden chegar a ser moi graves e, en ocasións, imprevisibles. Resulta paradigmático que Engels escollese exemplos edafolóxicos e agrícolas para apoiar a súa tese sobre o noso poder de transformación da natureza e o traballo: a destrución irreversible do solo en Mesopotamia, Grecia e Asia Menor tras a deforestación para obter terreos cultivables; a alteración do equilibrio hidrolóxico nos Alpes italianos tras a destrución dos bosques de piñeiros; a extensión da escrofulose coa introdución da pataca; ou a erosión dos solos de Cuba expostos ás fortes precipitacións tropicais tras a reconversión dos bosques en cafetais. A especie humana ten un enorme poder de transformación da natureza, e realiza un gran esforzo por facelo en virtude dos seus intereses, pero este esforzo, parcialmente victorioso en ocasións, pode ter graves

contrapartidas. Todas as nosas victorias sobre a natureza implican consecuencias imprevistas que en moitas ocasións contrarrestan os beneficios obtidos, tal e como o describiu Engels. Estas derrotas lémbrennos que non dominamos á natureza

como un conquistador domina a un pobo estranxeiro, é dicir, como alguén que é alleo á natureza, senón que formamos parte dela coa nosa carne, co noso sangue e co noso cerebro, que nos atopamos no medio dela e que todo o noso dominio sobre a natureza e a vantaxe que levamos nisto ás demais criaturas consiste na posibilidade de chegar a coñecer as súas leis e de saber aplicalas acertadamente.

## **Antecedentes**

Esta Tese Doutoral resulta da coincidencia de varias liñas de investigación do Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, que serán descritas a continuación: (1) a restauración dos impactos ambientais causados por actividades extractivas; (2) a investigación sobre usos e aplicacións do compost e a busca de novos materiais para a elaboración de substratos; e (3) o aproveitamento dos residuos da industria vitivinícola.

O Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola da USC estivo involucrado ao longo das últimas décadas en diversos proxectos de recuperación asociados ás principais industrias extractivas e mineiras de Galiza. Xa desde os anos oitenta, o grupo de Francisco Guitián traballou na restauración das entulleiras da mina de lignitos de Meirama. Felipe Macías e colaboradores traballaron tamén durante anos na restauración das entulleiras da mina de As Pontes. Os proxectos, traballos de investigación e publicacións derivados destes traballos son demasiados como para citalos todos aquí, pero cabería destacar o libro *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*, editado por Francisco Guitián Ojea, e a Tese de Doutoramento de Carmen Monterroso (1995), sobre os solos da mina de lignito de As Pontes. O aproveitamento de residuos mineiros foi investigado a partir dos anos noventa en dúas liñas de traballo: unha orientada á aplicación agrícola dos lodos de serrado do granito, por parte do grupo de Benita Silva en colaboración coa Asociación Galega de Graniteiros, e outra orientada á recuperación dos lodos vermellos do tratamento da bauxita, por parte do grupo de María Teresa Barral e Francisco Díaz-Fierros. Estas liñas de traballo deron lugar a varios artigos de investigación (López et al., 1998; Arias et al., 1999b; Barral et al., 2005) e unha Tese de Doutoramento (Rubinos, 2007). A única industria extractiva de importancia en Galiza na que non se tiñan realizado ata o momento importantes labores de investigación era a da lousa, aínda que existen algúns traballos puntuais realizados por Calfensa, un deles en colaboración co grupo de Fernando Gil (Álvarez et al., 2000).

Por outra banda, o estudo dos procesos de compostaxe e calidade de compost, así como o seu uso como emenda de solos e en elaboración de substratos é unha das principais liñas de investigación do grupo de María Teresa Barral e Francisco Díaz-Fierros, e na que se leva traballando sen interrupción desde os anos noventa, con dous proxectos de investigación principais: un proxecto nacional sobre avaliación do compost de residuos orgánicos urbanos como emenda e substrato (AGL 2003-08958), e outro autonómico sobre optimización integral do proceso de compostaxe e repercusión sobre as aplicacións agronómicas do compost (PGIDIT06TAM014E). Durante este tempo o grupo colaborou activamente coas dúas principais plantas de compostaxe de RSU de Galiza (a de Albada, en Nostián, e a de FCC, en Lousame), así como con outras empresas dedicadas á compostaxe de residuos orgánicos e a elaboración de substratos para viveiros, e implicouse en diversos programas de compostaxe doméstico. Como parte da labor de divulgación e discusión sobre a compostaxe e os modos de xestión e tratamento de residuos participou en numerosos congresos, cursos e xornadas realizados por diversas organizacións, e organizouse un curso de verán sobre compostaxe na USC no ano 2002. Esta liña de investigación deu lugar á Tese de Doutoramento de Marta Domínguez (2004), a publicación de numerosos artigos de investigación (Moldes et al., 2006; Barral et al., 2007b; Moldes et al., 2007a; Paradelo et al., 2007; Cendón et al., 2008; López-Mosquera et al., 2008; Paradelo et al., 2008b; Barral et al., 2009; Paradelo et al., 2009a,b) e divulgación (Díaz-Fierros e Barral, 2002; Barral et al., 2006, 2008), e a participación en obras colectivas (Iglesias Jiménez et al., 2008).

Por último, a investigación sobre o aproveitamento dos residuos da industria vitivinícola é outra importante liña de investigación do grupo de María Teresa Barral en colaboración co Departamento de Enxeñería Química da Universidade de Vigo, iniciada no ano 2004 con un proxecto nacional (PGIDIT05BTF38301PR), que abarca o tratamento mediante compostaxe e vermicompostaxe, e a produción de medios fermentativos para a produción de ácido láctico, xilitol e biosurfactantes, e que actualmente continúa con un proxecto sobre descontaminación de solos usando biosurfactantes producidos a partir de residuos da industria vitivinícola. Esta liña produciu diversos artigos de investigación sobre caracterización de residuos vitivinícolas (Moldes et al., 2008) e o seu aproveitamento a través da elaboración de compost (Moldes et al., 2007c), ou a produción biotecnolóxica de aditivos (Moldes et al., 2007b; Portilla-Rivera et al., 2007; Paradelo et al., 2009c).

## **Distribución da memoria**

Esta memoria consta das seguintes partes: *Introdución*, na que se sitúa o marco do traballo dentro dos coñecementos actuais sobre os residuos da industria vitivinícola, a produción e



aplicación de compost a partir de diferentes residuos orgánicos, e a industria da extracción de lousa. A continuación, a sección de *Xustificación e Obxectivos*, onde se describe o punto de partida desta tese e se fai unha lista dos obxectivos. A exposición do traballo experimental dividiuse en dúas seccións separadas, *Tratamento de residuos da industria vitivinícola*, e *Aplicacións de compost de bagazo de uva en restauración*, cada unha delas dividida nos seguintes apartados: Plan de traballo, Material, Metodoloxía, e Resultados e Discusión. Tras a exposición e discusión dos resultados de cada parte, inclúese unha *Síntese* das dúas, seguida das *Conclusiones* e a *Bibliografía*. Finalmente, preséntanse como *Anexos*, por esta orde, un resumo dos métodos de análise utilizados (Anexo 1), o listado das publicacións derivadas da Tese (Anexo 2), un vocabulario (Anexo 3), unha lista das abreviaturas utilizadas (Anexo 4), e información sobre a autoría das fotografías (Anexo 5). Debido á cantidade de parámetros analizados, ás veces os mesmos sobre distintos tipos de mostras, e en ocasións seguindo diferentes procedementos para as mesmas mostras, considerouse necesario facer un resumo dos métodos de análise para facilitar a consulta dos resultados sen recorrer ás extensas seccións de descrición de métodos. A inclusión dun vocabulario tamén era necesaria ao redactar a memoria en galego, que non se utiliza habitualmente en ciencias experimentais, polo que o uso de moitos termos técnicos non está en absoluto claramente establecido. Para a redacción seguíronse no posible as normas da Real Academia Galega, polo que no vocabulario incluíronse soamente aqueles termos que se usan con maior abundancia ao longo do texto con un sentido específico, así como aqueles nos que, por razóns diversas, optouse por usar formas non recollidas actualmente pola RAG.

## **Agradecementos**

Que esta Tese chegase a rematarse é o resultado das contribucións e o traballo de numerosas persoas, das cales están en primeiro lugar as miñas directoras, as Doutoras María Teresa Barral Silva e Ana Belén Moldes Mendiúña, que me deron todo o seu apoio e confiaron en min en todo momento durante estes anos, desde antes incluso de pertencer ao Departamento, que se esforzaron tanto por ensinarme e dirixirme en direccións correctas a pesar da miña cabezonería, que me corrixiron unha e outra vez, me soportaron con paciencia e me dedicaron tanto tempo, e das que tantas cousas debería ter aprendido. Agradezo a Montserrat Recarey Pérez a súa axuda con gran parte do traballo experimental ao longo de toda a Tese, á Doutora Beatriz Prieto Lamas a súa colaboración nos datos de cor, e a Víctor Cárdenes Van den Eynde a axuda prestada en todo o relacionado coa lousa. Debo agradecer ademais a Luis Ramos Álvarez o tempo que traballei no Concello do Barco, que en certo modo me deu a posibilidade de empezar esta Tese, e ás empresas Godeval S.A.T. e IROSA a súa colaboración nalgúns dos experimentos. Non

podo mencionar unha por unha as persoas que nalgún momento contribuíron a esta Tese a través da súa relación persoal comigo, tanto dentro como fóra do Departamento, pero sería inxusto non agradecerlle a Antonio Dobao Vázquez, Saúl García Pernas e Gloria Zúñiga Rial o seu apoio continuo e incondicional. Para todos, un abrazo.

---

## INTRODUCCIÓN





Como amosan os datos recollidos na Táboa 1, a maior parte da superficie de viñado e da produción de uva de Galiza atópase nas provincias de Pontevedra e Ourense.

*Táboa 1. Análise provincial de superficie e produción de uva para vinificación. Fonte: Anuario de Estatística Agraria 2003.*

	Superficie (ha)	Produción (t)
A Coruña	2.822	25.962
Lugo	2.400	28.488
Ourense	8.597	81.672
Pontevedra	12.971	123.224
<i>Galiza</i>	<i>26.790</i>	<i>259.346</i>

A maior parte da produción vinícola de Galiza atópase regulada en cinco Denominacións de Orixe: Ribeiro, Valdeorras, Rías Baixas, Monterrei e Ribeira Sacra (Táboa 2).

*Táboa 2. Produción vinícola dividida por Denominacións de Orixe. Fonte: Anuario de Estatística Agraria 2003.*

	Rías Baixas	Ribeiro	Valdeorras	Ribeira Sacra	Monterrei
Produtores	5.690	5.927	2.022	2.864	565
Industrias	179	99	38	96	14
Superficie inscrita (ha)	2.643	2.648	1.330	1.211	671
Colleita branca (kg)	16.359.624	14.248.930	3.304.712	216.765	509.447
Colleita tinta (kg)	60.674	1.549.071	3.386.046	3.094.852	328.289
Produción branco (litros)	10.633.756	11.394.602	1.942.370	131.378	219.586
Produción tinto (litros)	39.438	1.282.270	2.396.045	2.079.140	177.926

A D.O. Rías Baixas comprende gran parte da provincia de Pontevedra, e divídese nas subzonas Val do Salnés (municipios de Cambados, Meaño, Sanxenxo, Ribadumia, Meis, Vilanova de Arousa, Portas, Caldas de Reis, Vilagarcía de Arousa, Barro, O Grove e A Illa de Arousa), Condado do Tea (municipios de Salvaterra de Miño, As Neves, Arbo, Crecente, Salceda de Caselas e Pontearreas, e lugares dos municipios da Cañiza, Tui e Mos), O Rosal (municipios do Rosal, Tomiño e a Guarda, e lugares dos municipios de Tui e Gondomar), Soutomaior (municipio de Soutomaior), e Ribeira do Ulla (municipio de Vedra e lugares dos municipios de Padrón, Teo, Boqueixón, Touro, A Estrada, Silleda, e Vila de Cruces).

A D.O. Ribeiro, ao noroeste da provincia de Ourense, sitúase nos vales dos ríos Miño, Avia e Arnoia, comprendendo os municipios de Cortegada, Arnoia, Punxín, Castrelo de Miño, Ribadavia, Cenlle, Beade, Carballeda de Avia, e Leiro, e parte dos municipios de Boborás, Carballiño, San Amaro, Toén, e Ourense.

A D.O. Valdeorras sitúase en torno ao val do Sil, ao leste da provincia de Ourense, e comprende os municipios do Bolo, Larouco, Petín, A Rúa, Vilamartín, O Barco, Rubiá, e Carballeda, todos eles na comarca de Valdeorras.

A D.O. Ribeira Sacra sitúase nas zonas do val do Sil limítrofes entre as provincias de Lugo e Ourense, incluíndo zonas dos municipios de Sober, Monforte, Carballedo, Chantada, Taboada, A Peroxa, Quiroga, Ribas de Sil, Pobra de Brollón, Manzaneda, Pobra de Trives, O Saviñao, Pantón, Parada de Sil, Teixeira, Castro Caldelas, e Nogueira de Ramuín.

Por último, a D.O. Monterrei sitúase no borde meridional da provincia de Ourense, no fondo do val do río Támea, e comprende zonas dos concellos de Castrelo de Val, Laza, Monterrei, Oimbra e Verín.

## **1.1. OS PROCESOS DE VINIFICACIÓN E DESTILACIÓN**

A industria vitivinícola ten dúas partes ben diferentes: a produción de uva nas viñas, e a obtención de bebidas alcólicas a partires desta. Posto que un dos temas principais desta tese é o tratamento dos residuos producidos durante a vinificación e a destilación, centrarémonos na descrición destes procesos, en detrimento dos aspectos puramente vitícolas.

### **1.1.1. Descrición dos procesos da vinificación**

A vinificación é o conxunto de operacións postas en práctica para transformar en viño o xugo resultante do esmagado da uva. Na Figura 2 esquematízanse os procesos que teñen lugar xeralmente para a obtención de viños tanto brancos como tintos. A vinificación desenvólvese en tres fases, que á súa vez engloban unha serie de procesos que varían en función do tipo de viño que se pretende elaborar (Peynaud, 1984).

A primeira fase é a prefermentativa, e consta de operacións mecánicas como o despalillado e o esmagado, que teñen a finalidade de acondicionar o material vendimado para unha fermentación correcta, sendo comúns tanto para viños brancos como para viños tintos. O despalillado consiste na separación das uvas do escoballo; durante o esmagado rómpense as peles da uva para liberar o zume e a polpa do interior. O prensado, por último, realízase para extraer a maior cantidade posible de zume da uva (Peynaud, 1984).

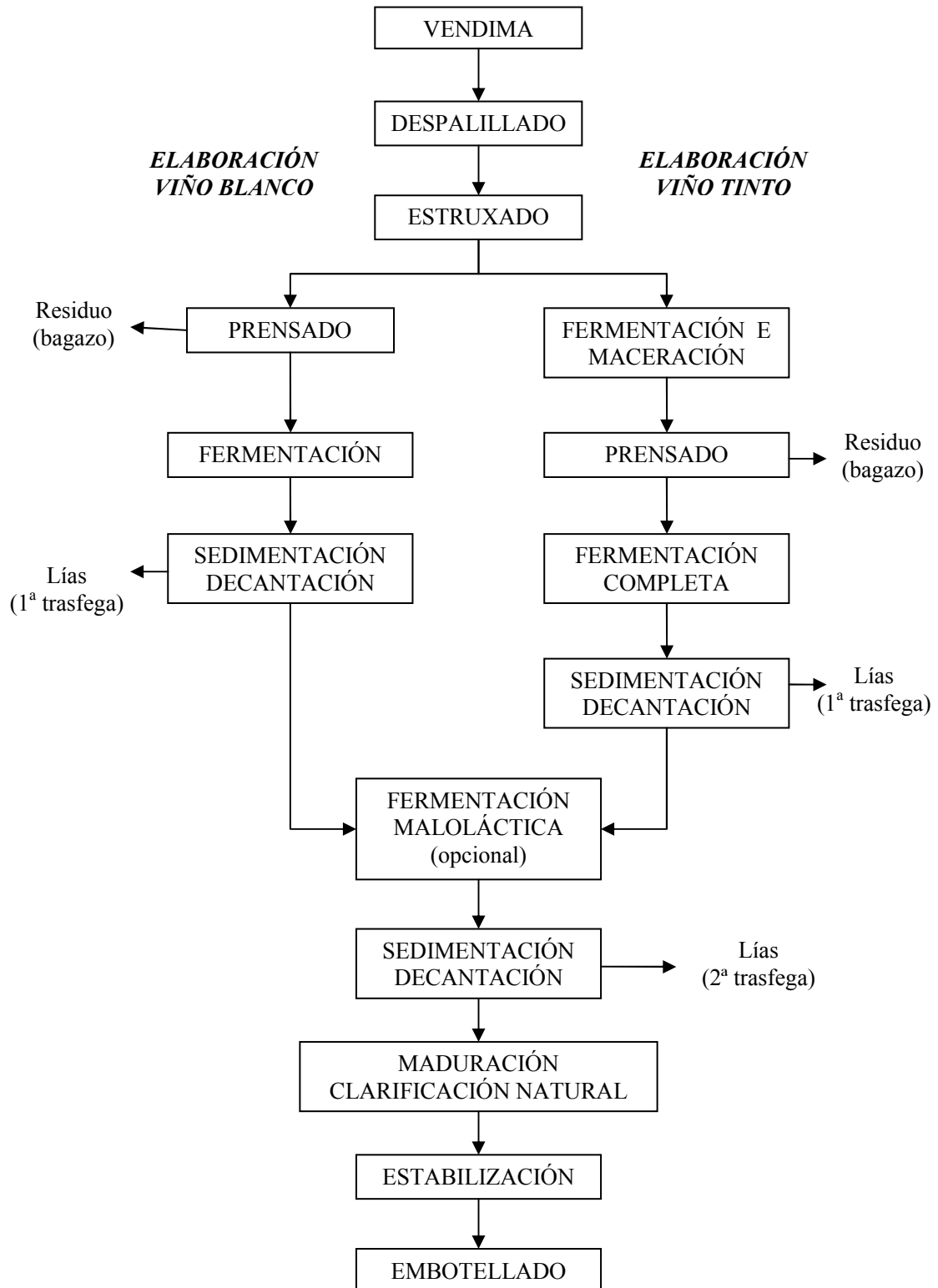


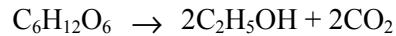
Figura 2. Esquema xeral do proceso de vinificación.

A segunda fase ou fase fermentativa, no caso dos viños brancos comeza con un prensado no que se obtén o zume da uva (que fermentará espontaneamente a continuación), separándose como residuo o bagazo. Na vinificación en tinto, a fermentación do zume prodúcese en presenza do



bagazo, que se separará máis adiante. A fase fermentativa pode incluír só a fermentación alcólica, ou tamén a fermentación maloláctica, ademais das trasfegas.

Durante a fermentación alcólica os microorganismos, principalmente as levaduras da uva, transforman os azucres presentes no mosto a etanol. A reacción global é a seguinte:



Unha vez rematada a fermentación alcólica, o viño sepárase das lías mediante sedimentación e posterior trasfega, momento no que se producen como residuo as lías de vinificación. A sedimentación consiste nunha clarificación espontánea por simple repouso, debida ao efecto da gravidade sobre as partículas en suspensión. Por outra parte, denomínase trasfega ao movemento do viño dun depósito a outro, actuando coas precaucións necesarias para separar o líquido dos seus sedimentos. A trasfega non é un simple cambio de depósito, senón unha decantación.

Nalgúns casos o bagazo procedente da elaboración de viño tinto sométese a un segundo prensado para extraer o viño retido no sólido. Posteriormente pode ter lugar a fermentación maloláctica, principalmente na vinificación en tinto. No caso do viño branco moitas veces non se desexa esta fermentación, co fin de conservar no viño a súa acidez e frescura organoléptica; entón a trasfega realízase sen agardar e sulfítase con 6-8 g hL<sup>-1</sup> de anhídrido sulfuroso, que impide a transformación do ácido málico en ácido láctico (Peynaud, 1984).

Unha vez obtido o viño, ten lugar a terceira fase da vinificación, que é a fase posfermentativa. Esta inclúe as operacións de clarificado e estabilizado, que buscan asegurar unha adecuada conservación do viño. Despois da fermentación maloláctica, os viños conteñen partículas provenientes do mosto, levaduras, bacterias, sales, coloides e substancias amorfas. Os axentes externos (temperatura, osíxeno, taninos da madeira) favorecen ou opóñense á súa precipitación. A clarificación consiste na eliminación das partículas en suspensión que lle dan un aspecto turbio ao viño, e pode realizarse por simple trasfega, pois a sedimentación é un proceso espontáneo. Sen embargo, é habitual que se engadan produtos clarificantes para incrementar o grao de limpidez do viño, principalmente diversos tipos de proteínas animais, aumentando así a cantidade de lías que se obteñen como residuo.

### **1.1.2. Microbioloxía da vinificación**

Tanto a elaboración como a conservación do viño están sometidas a problemas microbiolóxicos, posto que son microorganismos os que producen o viño, modificando a súa composición e sendo en parte responsables do seu gusto e aromas, e son tamén microorganismos os que o poden destruír noutras condicións (Peynaud, 1984).

Os microorganismos que interveñen na vinificación pódense clasificar en catro grupos (Suárez e Iñigo, 1992):

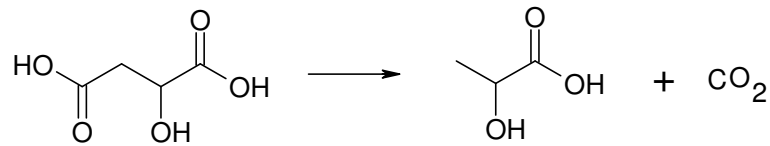
- Levaduras, que son as encargadas de realizar a fermentación alcólica.
- Bacterias lácticas, que xunto con algunhas levaduras levan a cabo a fermentación maloláctica.
- Bacterias acéticas, que xunto con algunhas levaduras e bacterias lácticas son causantes de alteracións nos viños.
- Mofos, dos cales algunhas especies poden crecer sobre a uva e as vides causando minguas importantes na calidade da uva.

As levaduras e as bacterias lácticas son os organismos de maior relevancia na fermentación alcólica. As levaduras son fungos unicelulares pertencentes na súa maioría ao grupo dos Ascomicetos. Atópanse distribuídas por toda a natureza e chegan á uva a través do vento e os insectos, quedando retidas na cera da pel da uva. De aí pasan ao mosto durante as operacións de prensado e esmagado. A fermentación do viño é espontánea, desencadeada de forma natural polas levaduras presentes no mosto. No transcurso da fermentación alcólica interveñen varias especies de levaduras, unhas ao inicio, outras cara o final, e outras durante toda a fermentación, en función da súa resistencia ao etanol.

As levaduras máis frecuentes en viños e mostos clasifícanse en esporóxenas e non esporóxenas. As levaduras non esporóxenas (ou asporóxenas) aparecen ao principio da fermentación alcólica e caracterízanse por producir unha grande cantidade de compostos secundarios enriquecedores do aroma e sabor do viño. Entre estas destacan *Candida stellata* (*Torulopsis stellata*, *T. bacillaris*) e *Kloeckera apiculata*, que xunto con *Saccharomyces cerevisiae* é a levadura máis frecuente en mostos. As levaduras esporóxenas dominan no estado avanzado da fermentación alcólica e producen gran cantidade de etanol. A máis relevante é *Saccharomyces cerevisiae* (*S. ellipsoideus*), que é a responsable da fermentación da maior parte dos azucres do mosto, polo que é unha das máis importantes en enoloxía. *S. cerevisiae* domina durante a maior parte do tempo de fermentación, podendo ser desprazada cara o final da fermentación por *Saccharomyces bayanus* (*S. oviformis*), que é a levadura típica do final da fermentación e a miúdo responsable da fermentación de viños embotellados. *Saccharomyces acidifaciens* (*S. baillii*) presenta unha elevada resistencia ao SO<sub>2</sub>, o que lle permite iniciar a fermentación en mostos moi sulfitados, comportándose así como levadura de primeira fase da fermentación alcólica. *Torulospora rosei* (*S. rosei*) fermenta lentamente os azucres do mosto, producindo unha acidez volátil baixa.

Outro dos grupos de microorganismos importantes na vinificación son as bacterias lácticas. Estas están presentes en menor número que as levaduras, en torno a cen células por gramo de uva (Lafon-Lafourcade et al., 1983). As bacterias lácticas do viño transforman o ácido

L-málico exclusivamente en ácido L-láctico. A reacción de transformación maloláctica foi establecida por Seifert en 1902, segundo a seguinte ecuación:



Nos mostos multiplícanse un número limitado de especies de bacterias lácticas, debido a que estes medios son especialmente selectivos polo seu pH ácido, a súa composición en elementos nutritivos e, no caso do viño, debido tamén á súa riqueza en etanol. As bacterias lácticas do viño pertencen aos xéneros *Lactobacillus*, *Leuconostoc*, *Oenococcus* e *Pediococcus*. Presentan coloración Gram (+) e catalasa negativa, e a súa identificación basease na morfoloxía celular (cocos ou bastóns), e na súa capacidade para degradar a glicosa.

Durante os procesos da vinificación a microflora bacteriana evoluciona non soamente en número senón tamén en variedade de especies. As bacterias illadas das uvas durante a vendima inclúen as especies *Lactobacillus plantarum*, *L. hilgardii* e *L. casei*, segundo Carre (1982). Os mostos de uva, no momento da súa chegada á cuba, conteñen unha microflora moi variable pertencente polo xeral a oito especies de lactobacilos ou cocos: *Lactobacillus plantarum*, *L. casei*, *L. hilgardii*, *L. brevis*, *Pediococcus damnosus*, *P. pentosaceus*, *L. mesenteroides* e *L. oenos* (*Oenococcus oeni*). A evolución espontánea da mestura de especies corresponde á selección das mellor adaptadas ao medio hostil, ácido e alcohólico do viño. Esta adaptación está ligada á constitución da membrana plasmática e aos seus diferentes mecanismos para responder á agresión do medio (Ribéreau-Gayon et al., 1998).

### 1.1.3. A destilación alcólica

A destilación dos bagazos despois da vinificación para a obtención de licores é unha práctica tradicional moi arraigada en Galiza, que na actualidade está regulada pola Xunta de Galiza a través da Denominación Específica Orujo de Galicia, recoñecida por Orde de 5 de maio de 1989. O regulamento actualmente en vigor data de 1 de marzo de 1999 (Orde de 15 de febreiro de 1999), modificado pola Orde de 4 de maio de 2001, e ratificado o 21 de xuño de 2001 polo Ministerio de Agricultura, Pesca e Alimentación.

A Denominación Específica establece subzonas de produción: cinco corresponden ás áreas xeográficas das D.O. Ribeiro, Valdeorras, Rías Baixas, Ribeira Sacra e Monterrei; catro son comarcas vitivinícolas tradicionais: Betanzos, Ulla, Val do Miño, Ourense e Portomarín, e

ademais inclúense outros concellos nos que se produce viño con tradición de elaboración de augardente.



Figura 3. Alambique tradicional utilizado para a destilación de bagazo de uva. Fotografía: D. Álvarez.

A destilación dos bagazos consiste na concentración do etanol presente no bagazo mediante a súa evaporación e posterior condensación, nun proceso típico de destilación, que tradicionalmente se realizou por quecemento do bagazo en alambique ou alquitara de cobre (Figura 3). Nas destilerías actuais utilízase o método de arrastre por vapor, no que unha caldeira produce vapor de auga que se fai pasar a través do bagazo para conseguir a destilación.

Mediante este proceso obtense a augardente, unha bebida alcólica que contén principalmente os compoñentes aromáticos concentrados durante a destilación do bagazo, etanol nunha cantidade variable que depende das condicións da destilación, pero que normalmente supera o 45% podendo chegar ao 70%, e auga. Por outra banda, obtense tamén un residuo sólido, que consiste nos restos do bagazo, unha vez destilado, e auga, e que se denomina bagazo esgotado. En ocasións tamén se destilan as lías separadas nas trasfegas, sendo as lías destiladas o residuo obtido.

## 1.2. RESIDUOS DA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA

Como en calquera outra actividade industrial ou de transformación dun recurso, na industria vitivinícola, que inclúe o cultivo e recolección da uva e a posterior vinificación, prodúcense residuos tanto sólidos como líquidos, de natureza e composición variables en función da fase na que se producen.

### **1.2.1. Residuos sólidos**

Os residuos sólidos que se producen nesta actividade son principalmente de tres tipos: (1) restos do despalillado, principalmente escoballos e follas da vide; (2) o bagazo, que consiste en restos das uvas unha vez prensadas; e (3) as lías, que son o sedimento que se separa do viño durante as trasfegas, e inclúen restos de terra, bacterias, levaduras e compostos orgánicos. Ademais, outros residuos importantes producidos durante a actividade vitivinícola son os restos de poda e o bagazo esgotado.

#### ***Podas***

A poda das vides é unha operación básica en viticultura que se debe realizar anualmente, porque a vide pode acadar un enorme crecemento, adquirindo prioridade entón a produción de madeira sobre a produción de froito, que medra de modo moi irregular e con menor calidade. A poda ten como finalidade limitar o alargamento dos bacelos e o esqueleto da cepa para conter o seu desenvolvemento no espazo compatible co cultivo, e regularizar e harmonizar a produción da vide e o vigor de cada cepa (Reynier, 1995).

Debido ao rápido crecemento da vide, as cantidades de restos de poda producidas anualmente son moi importantes, e de feito son o residuo vitivinícola máis abundante con diferenza, con unha produción anual no Estado superior aos 3 millóns de toneladas, o que representa case tres toneladas por hectárea (Molina-Alcaide et al., 2008).

#### ***Bagazo***

O bagazo prodúcese despois do prensado da uva para a obtención do mosto, no cao do viño branco, ou tras a fermentación alcólica, no caso do viño tinto. e consiste nun conxunto de sólidos formado polos raspóns dos acios (escoballo), cando non son separados no despalillado, as sementes e as peles dos bagos. Orriols Fernández (1994) dividiu os bagazos en tres tipos: (1) bagazos virxes, que non sufriron fermentación porque foron separados antes desta, como ocorre na vinificación en branco; (2) bagazos semifermentados, que fermentaron parcialmente en contacto co mosto e foron separados antes da fin da fermentación; e (3) bagazos fermentados, que fermentaron xunto co mosto, como ocorre na vinificación en tinto.

As propiedades máis salientables do bagazo son o pH ácido, elevada condutividade eléctrica, alto contido en materia orgánica e potasio, e presenza de substancias fitotóxicas. Canto aos metais pesados, as cantidades son polo xeral baixas, e só habería que destacar a presenza de Cu procedente do uso do sulfato de cobre como funxicida. Hidalgo (1999) dá como valores medios de nutrientes no bagazo os seguintes: 1,05 a 2% de nitróxeno, 5,1 a 6,6% de fósforo

(como  $P_2O_5$ ), e 8,9 a 24,7% de potasio (como  $K_2O$ ). O bagazo contén ademais unha grande cantidade de compostos orgánicos (Orriols Fernández, 1994):

- Alcois, principalmente etanol, e en menores cantidades metanol, glicerol e alcois superiores como propanol, isobutanol, e outros.
- Ácidos volátiles, principalmente acético, propanoico, butírico e hexanoico.
- Aldehídos, como etanal, propanal e butanal.
- Ésteres, como lactato de etilo, acetato de etilo e butirato de etilo.
- Polifenóis, incluíndo colorantes e taninos.
- Outros compostos, como proteínas, celulosa, pectinas, restos de azucres...

As cantidades que se producen anualmente destes residuos dependen da produción de uva, e salvo en anos de malas colleitas, debería manterse bastante estable. Estímase que por cada 100 kg de uva colleitada prodúcese de 15 a 20 kg de bagazo, dos cales entre 9 e 12 kg corresponden ás peles das uvas, entre 3 e 4 kg aos raspóns, e outro tanto para as sementes (Orriols Fernández, 1994). A súa produción mundial anual ascende a dez millóns de toneladas (Girard e Mazza, 1998), sendo especialmente importante en España, Francia e Italia, que son os maiores produtores mundiais de viño (F.A.O., 2002). Para 2005 calcúlase que se produciron no Estado 787.000 toneladas de bagazo (Bustamante et al., 2008a).

### ***Bagazo esgotado***

O bagazo esgotado é o residuo da destilación alcólica do bagazo. As súas propiedades son semellantes ás do bagazo: aínda que ten menor condutividade eléctrica, tamén presenta pH ácido, cantidades importantes de fósforo, potasio e polifenóis, e concentracións moi baixas de micronutrientes e metais pesados (Bustamante et al., 2008a). Por outra banda, gran parte do etanol e os compostos orgánicos máis volátiles presentes no bagazo perdéronse durante a destilación.

### ***Vinazas e lías de vinificación***

As lías de vinificación preséntanse incluídas en restos de viño ou auga, constituíndo o que se denominan vinazas. As lías son a fracción sólida das vinazas, e están constituídas principalmente por biomasa microbiana, é dicir, levaduras e bacterias producidas durante o proceso fermentativo do mosto, que morren a medida que os nutrientes se esgotan. Os microorganismos deposítanse no fondo das cubas, xunto con sólidos en suspensión, coloides e materia orgánica, constituíndo todo xunto o que se coñece como lías (Moldes et al., 2008). As

lías están formadas nunha terceira parte por levadura pura, e as dúas terceiras partes restantes son substancias de lastre formadas por polpa de uva, coágulos proteicos, cristais, etc.

A produción de vinazas e lías é moi elevada en España con respecto a outros países como consecuencia dos baixos custos do vertido, sendo seis veces superior á de Francia ou Italia (Bustamante et al., 2005). En 2005 calcúlase que se produciron no Estado 337.000 toneladas de lías de vinificación (Bustamante et al., 2008a). A composición das lías diferénciase da do bagazo nos seguintes aspectos: a condutividade eléctrica é moito maior, como tamén o son as cantidades de N, P e K, polifenóis e C soluble. Canto aos metais, estas presentan maiores concentracións de Fe, Cu (debido á precipitación de sulfuro de Cu), e Zn (Bustamante et al., 2008a). A cantidade de substancias orgánicas potencialmente fitotóxicas é moi elevada: as concentracións de etanol e ácido acético, principalmente, están en niveis moi superiores aos potencialmente fitotóxicos (Bustos et al., 2004; Moldes et al., 2008; Paradelo et al., 2008a).

### 1.2.2. Residuos líquidos

Os principais efluentes líquidos da industria vitivinícola proceden das operacións de lavado realizadas nas diferentes etapas da vinificación, distribuídas do seguinte modo (Torrijos e Moletta, 1998):

- Preparación das vendimas: limpeza e desinfección do equipamento.
- Durante a recepción da vendima: lavado do equipamento de recepción (tolvas, despalilladoras, esmagadoras, escorredoras e bombas de transporte) e dos solos, con ou sen adición de produtos de limpeza.
- Durante as vinificacións: lavado das cubas de fermentación, das cubas de desfangado, e dos solos con ou sen adición de produtos de limpeza.
- Durante as trasfegas: lavado das cubas e dos solos con ou sen adición de produtos de limpeza despois das trasfegas.
- Durante as filtracións: lavado dos filtros.

Canto á súa composición, os efluentes das industrias vinícolas conteñen dúas categorías principais de contaminantes: (1) as materias primas e produtos acabados: raspóns, sementes, polpas, mostos, lías, ou incluso viños arrastrados durante os diversos lavados ou durante derrames accidentais; e (2) os produtos utilizados para as operacións de encolado, as filtracións, a limpeza, e a eliminación do tartrato das cubas (Torrijos e Moletta, 1998).

As augas usadas conteñen basicamente os mesmos constituíntes que os mostos e os viños en proporción variable: azucre, alcol, ésteres, glicerol, ácidos orgánicos (tartárico, málico, láctico, acético), substancias fenólicas (materias colorantes e taninos) e unha numerosa poboación de levaduras e bacterias. Estes elementos son facilmente biodegradables, a excepción

dos polifenoles, que necesitan dunha flora apropiada para a súa degradación (Mourgues e Maugenet, 1972).

A concentración de materia orgánica nos efluentes vinícolas é elevada, con valores extremos para a DQO (demanda química de osíxeno) de 2.500 a 15.000 mg L<sup>-1</sup>, e para a DBO<sub>5</sub> (demanda bioquímica de osíxeno) de 4.650 a 10.000 mg L<sup>-1</sup> (Berga e González, 2001). A materia orgánica está esencialmente en forma soluble, polo que unha decantación estática tería polo tanto pouco efecto sobre a redución da concentración de materia orgánica dos efluentes (Torrijos e Moletta, 1998). As concentracións de nitróxeno e fósforo total son de arredor de 61 mg L<sup>-1</sup> y 13 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Berga e González, 2001). Os materiais en suspensión aparecen en cantidades da orde de 650 mg L<sup>-1</sup> (Berga e González, 2001), pero unha parte importante é facilmente decantable (sementes, sales tartáricas, terras de filtración). O pH é normalmente ácido, con valores que poden ser puntualmente alcalinos durante as operacións de limpeza con produtos alcalinos ou órgano-clorados, e durante as operacións de eliminación química de tartrato (Torrijos e Moletta, 1998).

### **1.3. APROVEITAMENTO DOS RESIDUOS DA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA**

Existen diferentes modos de aproveitamento dos residuos vitivinícolas. Como xa se dixo, a destilación do bagazo e das lías para a obtención de etanol é un uso tradicional que continúa sendo importante hoxe en día. O uso do bagazo e os restos de poda en alimentación animal é outra posibilidade a pesar do seu contido en taninos, baixo poder nutritivo, e elevada lignificación (Molina-Alcaide et al., 2008). A aplicación a solos agrícolas como emenda orgánica tamén é unha práctica habitual en Galiza. Unha aplicación moi estendida basease na extracción de colorantes e substancias antioxidantes, como por exemplo carotenoides e polifenóis, das peles das uvas e as sementes (Moure et al., 2001; Negro et al., 2003). Outras aplicacións nas que se investiga actualmente son o aproveitamento dos aceites contidos nas sementes (Molero et al., 1995), produción de tartratos (Moure, 1994), extracción de celulosas e hemicelulosas (Spigno et al., 2008), obtención de medios de cultivo para a produción de ácido láctico (Bustos et al., 2004, 2005), produción de enerxía (Rodrigo-Señer e Pascual-Vidal, 2001), e adsorción de contaminantes de efluentes industriais (Farinella et al., 2007).

#### **1.3.1. Destilación para a obtención de etanol**

Este modo de aproveitamento, moi habitual en Galiza, describiuse en detalle anteriormente (apartado 1.1.3.), e realízase habitualmente tanto con bagazos como coas lías de vinificación.



### 1.3.2. Obtención de compostos fenólicos

Os compostos fenólicos son compoñentes importantes da uva e atópanse preferentemente na pel e na semente. Os compostos fenólicos reciben atención considerable por actuar na prevención ou atraso do cancro e enfermidades cardiovasculares (Girard e Mazza, 1998). Os extractos fenólicos da uva e do bagazo de uva considéranse substancias seguras, segundo a *Food and Drug Administration*, e presentan importantes propiedades funcionais. As procianidinas, compostos fenólicos moi abundantes en viños tintos, son efectivas na prevención das doenzas cardiovasculares. Así, a reducida proporción de enfermidades coronarias na poboación francesa en relación ao alto consumo de graxas asóciase ao elevado consumo de viño tinto (Pazos Palmeiro, 2005). Os polifenóis do viño presentan tamén actividade anticarcinóxénica fronte a distintos tipos de cancro e posúen efectos antiinflamatorios, antihepatotóxicos e antibacterianos (Girard e Mazza, 1998).

Existe numerosa bibliografía sobre a extracción de compostos fenólicos con capacidade antioxidante de residuos vitivinícolas (Negro et al., 2003; Cruz et al., 2004; Palenzuela et al., 2004; Pinelo et al., 2005). Na polpa predominan os ácidos fenólicos simples: ácido gálico, ácido cafeico, ácido *p*-cumárico e ácido ferúlico (Leighton e Urquiaga, 2000), mentres que os compostos fenólicos da pel e a semente están constituídos maioritariamente por flavonoides, do tipo antocianinas, flavanois, flavonois glicosilados e flavonoides oligoméricos (Girard e Mazza, 1998). A cantidade de polifenóis da uva depende principalmente da variedade, do clima, o terreo e as prácticas de cultivo. O proceso de vinificación tamén é responsable de diferenzas no contido fenólico dos viños, sendo a principal razón do maior contido en fenóis dos viños tintos fronte aos viños brancos, que se obteñen ao fermentar o mosto sen a presenza de peles, sementes e restos do escoballo (Girard e Mazza, 1998).

### 1.3.3. Uso como adsorbentes

A eliminación de contaminantes (principalmente metais pesados) de efluentes industriais pode realizarse mediante diferentes métodos, como filtración, precipitación química, coagulación, extracción con disolventes, electrolise, intercambio iónico ou adsorción. O carbón activo e as resinas de intercambio iónico son os materiais máis utilizados e efectivos na eliminación de metais mediante procesos de adsorción. Sen embargo, o seu elevado prezo e custos de rexeneración son inconvenientes que provocan que exista abundante investigación na busca de adsorbentes de baixo custo que poidan servir para os mesmos fins, materiais abundantes na natureza ou residuos de procesos industriais. Entre os materiais residuais estudados atópanse numerosos residuos vexetais da industria agroalimentaria ou forestal, como codia de piñeiro (Al-Asheh e Duvnjak, 1998) ou corcho (Villaescusa et al., 2000).

Nesta mesma liña, algúns autores demostraron que os residuos vitivinícolas son excelentes adsorbentes de metais; por exemplo, os escoballos foron utilizados para a adsorción de Cu, Ni, Cd e Pb de disolucións acuosas por Villaescusa et al. (2004) e Martínez et al. (2006), e as lías foron utilizadas por Yuan-shen et al. (2004) para a retirada de Cr de disolucións acuosas, mentres que (Farinella et al., 2007) demostraron que o bagazo ten unha capacidade para a adsorción de Cd(II) superior a outros subprodutos orgánicos. Por outra banda, Romero et al. (2006) demostraron que o bagazo esgotado tamén pode utilizarse como adsorbente de pesticidas.

#### **1.3.4. Obtención de medios fermentativos para a produción biotecnolóxica de aditivos**

O bagazo de uva e outros residuos vitivinícolas como as podas son materiais ricos en azucres hemicelulósicos, os que, mediante procesos de prehidrólise, poden ser solubilizados para unha posible aplicación como fonte de carbono na produción biotecnolóxica de produtos de interese, entre os que destacan o ácido láctico, o xilitol, e os biosurfactantes (Portilla-Rivera et al., 2007; Rivas et al., 2007).

O xilitol é un edulcorante de baixo poder calórico moi utilizado na industria alimentaria, xa que incluso é tolerado por diabéticos. O ácido láctico é un composto con multitude de aplicacións, principalmente na industria alimentaria como conservante, pero tamén na produción de medicamentos e cosméticos, e na fabricación de plásticos biodegradables. O ácido láctico obtense actualmente por dúas vías: síntese química a partir de combustibles fósiles, e mediante produción biotecnolóxica a partir de biomasa (Parajó et al., 1996; Moldes et al., 2003).

Por outra banda, as uvas presentan tamén grandes cantidades de ácidos graxos como o palmítico, esteárico, araquídico, linoléico, linolénico ou behénico (Gallander et al., 1980), que poden inducir a produción de biosurfactantes cando os azucres hemicelulósicos son utilizados como fonte de carbono para a produción de ácido láctico. Os biosurfactantes son substancias anfipáticas producidas por numerosos microorganismos, especialmente durante o seu crecemento en substratos insolubles, e teñen a función de facilitar á vida microbiana en medios dominados por interfases hidrófilas-hidrófobas (Makkar e Rockne, 2003). Os microorganismos producen numerosos biosurfactantes, iónicos e non iónicos, con tamaños variables desde ácidos de cadea corta ata grandes polímeros.

O uso de surfactantes en biocorrección, principalmente no tratamento de solos e augas contaminados por substancias orgánicas está a espertar grande interese nos últimos anos (Christofi e Ivshina, 2002; Mulligan, 2005). Os surfactantes incrementan a biodegradación de contaminantes orgánicos a través de tres posibles mecanismos. Primeiro, as bacterias poden tomar directamente a molécula illada dentro da micela. Segundo, os surfactantes incrementan a

transferencia do composto á fase acuosa. Terceiro, o surfactante varía a hidrofobicidade da membrana celular facilitando o contacto da célula coa substancia (Makkar e Rockne, 2003).

Fronte aos surfactantes sintéticos, os biosurfactantes presentan unha serie de vantaxes para o seu uso en biocorrección. Primeiro, son facilmente biodegradables e non representan risco de contaminación. Segundo, moitos estudos indican que non son tóxicos para os microorganismos. Terceiro, a súa produción é máis barata e pode realizarse *in situ* a partir de materiais de baixo custo. Pola contra, os surfactantes sintéticos poden ser tóxicos e resistentes á degradación, e deben producirse a partir de substancias sintéticas mediante procedementos caros e que poden dar lugar a residuos tóxicos (Kosaric, 1998).

### 1.3.5. Aplicación agrícola

As propiedades do bagazo (elevado contido en materia orgánica e nutrientes) convérteno nun residuo susceptible de ser utilizado como emenda de solos (Díaz et al., 2002, 2004). Sen embargo, a adición directa ao solo debe evitarse debido á presenza de substancias fitotóxicas ou á súa formación durante a descomposición do bagazo (Inbar et al., 1991), así como debido ao seu pH ácido (Ferrer et al., 2001). Común a todos os residuos da vinificación é a súa elevada fitotoxicidade (Moldes et al., 2007c, 2008), probablemente relacionada coa presenza de ácidos orgánicos e etanol na fracción soluble, posiblemente en combinación coa acidez e a salinidade. Como efectos prexudiciais da adición do bagazo a solos, varios autores observaron inmovilización de N (Flavel et al., 2005), atraso da mineralización da materia orgánica (Nendel e Reuter, 2007), e incremento da salinidade do solo (Bustamante et al., 2007b).

### 1.3.6. Compostaxe

O uso do bagazo como abono ten unha longa tradición, e sendo coñecidas as súas propiedades iniciais desfavorables, é habitual que se deixe repousar no exterior antes da súa aplicación ao solo. Pero tamén o bagazo pode usarse como material de partida para a elaboración de emendas orgánicas mediante a compostaxe. De feito, no segundo borrador do documento de traballo *Biological Treatment of Biowaste*, de 12 de febreiro de 2001 (Comisión das Comunidades Europeas, 2001), recóllense como materiais susceptibles de tratamento biolóxico os residuos de destilación de augardentes (código 020702) e os residuos da redución mecánica de materiais crus (código 020701), categorías dentro das que se poderían encadrar os residuos sólidos producidos na industria vitivinícola.

A utilidade da compostaxe para mellorar as propiedades do bagazo de cara ao seu uso agronómico foi recollida por algúns autores. Así, Ferrer et al. (2001) sinalan a existencia desta práctica en Francia, España, Alemaña, Iugoslavia, Arxentina, Israel e Venezuela. O mesmo

sucede con outros residuos da industria vitivinícola, como as lías (Gea et al., 2005; Romero et al., 2007), os restos de poda (Pardo et al., 2007), e o bagazo esgotado (Romero et al., 2007; Bustamante et al., 2008d; Fernández et al., 2008). Os procesos de compostaxe de residuos vitivinícolas empregan polo xeral o bagazo mesturado con diversas doses de lías ou augas residuais. Así, Bertrán et al. (2004) e Gea et al. (2005) obtiveron compost a partir de augas residuais e raspóns en relación 1:2. Por outra banda, Pardo et al. (2007) obtiveron substratos para o cultivo do champiñón compostando bagazo con restos de poda e raspóns. Tamén se estudiou a compostaxe de residuos vitivinícolas en mesturas con outros residuos como vinazas da remolacha (Madejón et al., 2001; Díaz et al., 2002, 2004) ou esterco (Bustamante et al., 2008c).

Segundo Nogales et al. (2004), durante o proceso de compostaxe o bagazo sofre unha serie de transformacións nas súas propiedades, sendo de salientar as seguintes:

- O pH, que inicialmente está en torno a 5, increméntase ata chegar a unha lixeira alcalinidade.
- Aumenta lixeiramente a porcentaxe de nitróxeno.
- Aumentan as porcentaxes de fósforo e potasio.

O compost de bagazo presenta elevados contidos en materia orgánica (30-40% COT), fósforo e potasio (Baran et al., 2001; Ferrer et al., 2001; Díaz et al., 2002; Bertrán et al., 2004; Nogales et al., 2005; Moldes et al., 2007c). Os valores de pH soen estar próximos a 7, e a relación C/N acaba polo xeral valores en torno a 15 nos compost finais (Ferrer et al., 2001). Non obstante, algúns autores indican problemas de inmadurez, sendo esta situación atribuíble en parte a que a maioría dos experimentos publicados non conseguen un control total do proceso, non existindo en xeral instalacións industriais para a produción de compost de bagazo. Isto pode dar lugar a inmovilización de nitróxeno durante un tempo despois da súa adición ao solo (Flavel et al., 2005) e a problemas de fitotoxicidade (Moldes et al., 2007c).

Tamén está descrito o tratamento do bagazo mediante vermicompostaxe, no cal os residuos deben pasar un pretratamento que servirá, ademais de para pasar a etapa termófila de descomposición, para eliminar o alcol que mataría os animais e subir o pH (as taxas de reprodución son maiores a pH próximos á neutralidade). Nogales et al. (2004) obtiveron deste modo, usando a especie *Eisenia foetida*, un vermicompost con elevados porcentaxes de nitróxeno e materia orgánica e con contidos en metais pesados inferiores aos que existen as distintas lexislacións de fertilizantes. Nogales et al. (2005) tamén trataron toda unha serie de residuos da industria vitivinícola, ademais do bagazo, usando *Eisenia andrei*. Como consecuencia do proceso de vermicompostaxe increméntase o pH, descende o contido en lignina e carbono total, aumenta a humificación e o C extraíble en pirofosfato, e redúcese a concentración de polifenóis (Romero et al., 2006). Romero et al. (2007) conclúen que o proceso

de vermicompostaxe é un tratamento adecuado para a transformación de residuos da industria vitivinícola.

As aplicacións do compost de bagazo e outros residuos vitivinícolas inclúen o seu uso como emenda de solos agrícolas (Ferrer et al., 2001; Flavel et al., 2005). Varios autores sinalan os beneficios potenciais do uso do compost de bagazo nas viñas, para compensar a falta de materia orgánica destes solos (Bertrán et al., 2004) e a súa exposición á erosión. Outra vantaxe é a liberación lenta do N, especialmente en viñedos que padecen concentracións elevadas deste elemento, así como as cantidades elevadas de K, considerado un factor de calidade en viños como control da acidez (Bertrán et al., 2004).

Outra posible aplicación do compost de bagazo é o seu uso como compoñente na elaboración de substratos (Chen et al., 1988; Baran et al., 2001). Bustamante et al. (2008d) observaron que para algunhas especies vexetais, as doses de mestura de compost de bagazo esgotado con turba poderían ser de ata un 75%, ao non observarse efectos negativos na xerminación nin na altura das plantas, aínda que non se recomenda a súa utilización sen mesturar. Os substratos elaborados deste modo presentan tamén propiedades físicas dentro do rango apropiado para este uso (Bustamante et al., 2008d). Ademais, algúns autores apuntan que o compost de bagazo ten efectos supresivos sobre microorganismos causantes de enfermidades e sobre nematodos (Baran et al., 2001; Raviv et al., 2005), atribuíndose estes efectos a compostos contidos na fracción orgánica extraíble en auga (Baran et al., 2001). Tamén o té (extracto acuoso) de compost de bagazo tense utilizado con este fin polas súas propiedades supresoras de enfermidades (Diáñez et al., 2006).

Por último, algúns autores describiron o uso do compost de bagazo en restauración de solos degradados. Por exemplo, Karaca (2004) observou importantes descenso nas concentracións de Cd, Cu, Ni e Zn extraíbles en solos contaminados emendados con compost de bagazo. Romero et al. (2006) e Fernández-Bayo et al. (2007) sinalaron o efecto positivo da adición de residuos vitivinícolas frescos ou vermicompostados na retención de pesticidas non iónicos no solo, un efecto que está ligado á importancia da fracción lignina nestes materiais.

A pesar dos estudos realizados ata o de agora sobre a compostaxe de residuos vitivinícolas, numerosos aspectos deste proceso resultan aínda pouco claros. A escasa evolución da materia orgánica observada por practicamente todos os investigadores, por exemplo, así como as dificultades para o incremento da temperatura, son características moi interesantes que non se observan na compostaxe de outros tipos de residuos, e que ata o de agora non teñen unha explicación convincente. A determinación exacta das causas da fitotoxicidade que permanece nalgúns compost de residuos vitivinícolas é outro dos problemas pendentes na investigación do tratamento deste tipo de residuos. O comportamento dos compost despois da súa aplicación ao solo e o efecto nas colleitas tampouco foi investigado en profundidade, e ademais sería necesario o seu estudio en comparación co comportamento de residuos sen compostar.

Finalmente, os estudos sobre as posibles aplicacións dos compost, aínda que abarcan diversos campos, como vimos, incluíndo tanto a aplicación agrícola, como a recuperación de solos contaminados ou a produción de substratos, non parecen suficientes a día de hoxe como para facer ningunha xeneralización ou recomendación sobre o tratamento e o uso máis adecuados para este tipo de residuos.

## 2. USO DO COMPOST COMO EMENDA DE SOLOS

Moitos dos procesos de degradación do solo gardan unha estreita relación coa materia orgánica do solo. Aparte do feito de que a perda de materia orgánica xa se considere un proceso de degradación en si mesmo, algunhas das causas de degradación do solo, como a deforestación, as prácticas agrícolas inadecuadas e outros procesos como a erosión, ou ben dan lugar á perda de materia orgánica (entre outros efectos), ou ben son en parte consecuencia dela, ou ambas cousas a un tempo (caso da erosión). Isto débese á importancia das funcións que cumpre a materia orgánica no solo. Así, e aínda sendo un compoñente minoritario na maioría dos solos (exceptuando os solos orgánicos), a súa contribución a moitas das súas funcións e propiedades é maior que a dos compoñentes inorgánicos, considerándose un dos indicadores máis importantes da calidade do solo (Gregorich et al., 1997; Janzen et al., 1997; Doran et al., 1999). Debido a isto, o incremento dos niveis de materia orgánica é un paso fundamental na restauración de solos degradados, con independencia polo xeral das causas e procesos concretos de degradación (Tate, 1985; Haering et al., 2000).

### 2.1. A MATERIA ORGÁNICA NO SOLO

A materia orgánica supón polo xeral entre o cinco e o dez por cento dun solo mineral, aínda que esta cantidade é moi variable, pois depende de numerosos factores como o clima, a vexetación, a topografía, o material de partida e a idade (factores formadores), e do uso do solo (Allison, 1973). Está composta por unha mestura de materiais de orixe vexetal, animal e microbiana, en diferentes estados de descomposición. Pódese distinguir nela unha fracción estable ou humus, e unha fracción activa formada por materia orgánica en descomposición e organismos vivos, que representa entre o 10 e o 30% do total. Os organismos vivos suman entre o vinte e o corenta por cento da fracción activa da materia orgánica, e inclúen fungos, bacterias e actinomicetos, algas e protozoos, e outros animais, como vermes e insectos (Gregorich et al., 1997).

A materia orgánica do solo constitúe un sistema dinámico que evoluciona continuamente como resultado de procesos de descomposición e neoformación (Kononova, 1961). Estes son procesos principalmente biolóxicos nos que participan case todos os organismos vivos do solo, e que comezan pola degradación dos residuos que chegan ao solo. A descomposición da materia orgánica consiste na oxidación do carbono por parte de organismos heterótrofos, que empregan a enerxía así obtida no metabolismo propio. Parte dos produtos de degradación incorpórase ás estruturas celulares dos organismos do solo, e parte pérdese en forma de CO<sub>2</sub> ou pasa a outras formas inorgánicas, como amonio, fosfatos ou sulfuro de hidróxeno. Carbohidratos, proteínas e os seus derivados, celulosas, hemicelulosas, lignina,

graxas, ceras e resinas son os principais compoñentes da materia orgánica non húmica. Os diferentes compoñentes presentan diferentes graos de resistencia á súa descomposición. Os compoñentes máis atacables, como os carbohidratos simples e as proteínas, son unha fonte excelente de alimento para os microorganismos do solo, polo que se descompoñen rapidamente; as celulosas e hemicelulosas son de degradabilidade intermedia, polo que o seu tempo de residencia no solo é algo maior; e a lignina, graxas, ceras e resinas son fraccións resistentes que se descompoñen moi lentamente (Allison, 1973).

A lignina, que é unha das fraccións máis resistentes da materia orgánica debido aos seus grupos aromáticos, é a base do proceso de neoformación (humificación) que dá lugar á fracción húmica ou humus. A formación do humus é un proceso moi complexo e non completamente aclarado, existindo diversas teorías ao respecto. A grandes rasgos, na maioría dos solos a humificación parece iniciarse coa degradación microbiana da lignina, dando lugar a ácidos e compostos fenólicos simples que posteriormente se transforman en quinonas por acción enzimática; estas polimerizan en presenza de compostos con nitróxeno dando lugar aos compostos húmicos. Non obstante, as quinonas poden producirse tamén por oxidación de polifenóis e non por degradación da lignina (Stevenson, 1982).

As substancias húmicas clasifícanse tradicionalmente en función do seu grao de condensación e solubilidade, en ácidos fúlvicos (pouco polimerizados, solubles en ácido e álcali), ácidos húmicos (moi polimerizados, solubles en álcali pero non en ácido) e humina, que inclúe todas as fraccións insolubles en álcali: humina neoformada por condensación de substancias húmicas, humina herdada (substancias de moi baixa degradabilidade que permanecen case inalteradas no solo), e humina microbiana, que está formada por corpos microbianos e compostos alifáticos derivados deles (Kononova, 1961; Porta et al., 2003).

Moitas das propiedades físicas, químicas e biolóxicas do solo son función do seu contido en materia orgánica, razón pola que se considera un dos indicadores máis útiles da calidade do solo (Doran et al., 1999). A pesar da súa escasa importancia en porcentaxe en solos inorgánicos, é un factor fundamental na súa fertilidade, pois é fonte de alimento para os microorganismos, participa en diversos procesos químicos, e afecta ás propiedades físicas do solo. Contribúe ao crecemento das plantas proporcionando elementos esenciais como N, P e S en cantidades importantes, ademais de ser fonte de enerxía para os microorganismos. É a responsable da cor escura dos horizontes superficiais do solo, o que permite que o solo se quente polo día con rapidez. As substancias húmicas teñen a capacidade de unirse ás arxilas do solo, favorecendo a formación de agregados e mellorando a estrutura do solo, favorecendo a permeabilidade e a aireación, e reducindo a densidade aparente; tamén reducen a erosión e as perdas por escorrentía ao incrementar a porosidade e mellorar a estrutura. Almacena máis auga que a materia mineral, de modo que aumenta a capacidade de retención de auga do solo, evita a desecación e a contracción das arxilas, e axuda a manter a humidade en solos areosos. A súa



capacidade de cambio é moi elevada e contén grupos funcionais capaces de reter tanto catións como anións do solo; moitas moléculas presentes na materia orgánica (por exemplo os ácidos orgánicos) teñen a capacidade de actuar como ligandos en complexos ou como axentes quelatantes, de catións metálicos, principalmente. Tamén debido a estes grupos funcionais a materia orgánica ten un efecto tampón que axuda ao mantemento do pH do solo (Allison, 1973).

## 2.2. COMPOSTAXE DE RESIDUOS ORGÁNICOS

Existen diversas alternativas para incrementar o contido de materia orgánica do solo. Tradicionalmente usáronse como emendas orgánicas tanto os restos das colleitas como o esterco producido polo gando, do cal o sistema tradicional da agricultura galega é un bo exemplo (Bouhier, 1979). Recentemente preténdese darlles unha saída neste campo a numerosos materiais orgánicos residuais non utilizados con anterioridade, como por exemplo residuos de diversos procesos agroindustriais, ademais dos lodos de depuradora e a fracción orgánica dos residuos sólidos urbanos (FORSU), tanto para uso agrícola (Hill e James, 1995; Soliva e Paulet, 2001; Karaca, 2004), como para a restauración de solos degradados (Sopper, 1992; Alcañiz, 2001; Salazar, 2001). Engadidos ao solo, os residuos orgánicos son unha fonte de nutrientes e de materia orgánica, e incrementan o tamaño, a biodiversidade e a actividade das poboacións microbianas, influíndo en diversos parámetros físicos, químicos e biolóxicos relacionados coas funcións da materia orgánica no solo (Albiach et al., 2000).

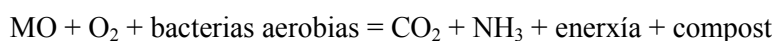
Sen embargo, priorizar a función de eliminación de residuos sobre a de incremento da fertilidade do solo podería levar á adición de grandes cantidades de residuos ao solo, o cal pode ter efectos prexudiciais. A idea de eliminar os residuos usándoos como unha fonte de materia orgánica e nutrientes para o solo é moi atractiva, pero hai que ter en conta que estas prácticas poden dar lugar a contaminación cando se supera a capacidade de absorción do solo (Cottenie e Van de Maele, 1982). A este respecto, hai que ter moi en conta a orixe dos residuos orgánicos que se utilizan como emenda, pois nalgúns casos poden dar lugar a un exceso de nutrientes (principalmente N e P) que poden causar eutrofización de augas superficiais e freáticas, contaminación por metais pesados, compostos de arsénico e patóxenos, e en moitos casos degradación da estrutura do solo pola presenza dun exceso de Na (Macías, 2001). Non é o caso polo xeral dos residuos de colleitas, pero si de outros como os residuos sólidos urbanos (RSU) ou os lodos de depuradoras urbanas (EDAR). Outra razón pola que non sempre é aconsellable a adición de residuos orgánicos directamente ao solo é a elevada degradabilidade dos mesmos, xa que a súa descomposición no solo pode dar lugar a efectos prexudiciais sobre os cultivos (Iglesias et al., 2008). Nestes casos debe realizarse un proceso previo de estabilización biolóxica (Soliva e Paulet, 2001).

No segundo borrador do documento de traballo *Biological Treatment of Biowaste* (Comisión das Comunidades Europeas, 2001) recoméndase o uso agrícola de residuos orgánicos, unha vez estabilizados e garantida a súa hixienización por medio de procesos biolóxicos como a compostaxe. Practicamente calquera residuo de orixe agrícola ou gandeira pode utilizarse como fonte de materia orgánica para o solo: restos vexetais e excretas animais, principalmente, pero tamén residuos da industria alimentaria, do procesado da madeira, lodos de estacións depuradoras de augas residuais ou a fracción orgánica dos residuos sólidos urbanos (Pomares e Canet, 2001). A compostaxe de residuos orgánicos presenta unha serie de vantaxes fronte á súa aplicación directa no solo (Dalzell et al., 1987):

- Prodúcese unha redución considerable de masa e volume con respecto ao material orixinal.
- As temperaturas que se acadan, en torno aos 60°C ou superiores, normalmente eliminan os organismos patóxenos que poidan aparecer nos residuos.
- Os materiais crus poden atraer insectos e outros animais cando se aplican directamente.
- Para a compostaxe normalmente mestúranse diferentes materiais, o que dá lugar a un material final máis rico que o orixinal.
- O compost é máis doado e seguro de manexar que os residuos frescos.

### 2.2.1. Descrición do proceso de compostaxe

A compostaxe é un conxunto natural de procesos biolóxicos aerobios no que os microorganismos presentes nun material atacan e degradan a materia orgánica contida en residuos orgánicos liberando enerxía pola súa actividade metabólica, ademais de auga, dióxido de carbono e sales minerais, dando lugar ao cabo do tempo a unha materia orgánica estabilizada, o compost. Ten lugar por medio de procesos e microorganismos aerobios, que poden resumirse da seguinte forma:



Os procesos biolóxicos interdependentes que constitúen a compostaxe son realizados por diversas poboacións de microorganismos. Durante a compostaxe interveñen unha ampla variedade de microorganismos, principalmente fungos, actinomicetos, e bacterias, que van cambiando ao longo do proceso. Estas últimas son as máis abundantes (son responsables aproximadamente do 80-90% da actividade biolóxica no compost) e predominan en todas as fases do proceso, sendo as principais responsables da degradación. A maioría das bacterias atopadas en compost pertencen aos xéneros *Bacillus*, *Vibrio* e *Streptococcus*. Os actinomicetos aparecen cando o proceso de compostaxe xa está consolidado, e distínguense pola súa cor

grisácea. Os fungos aparecen case ao mesmo tempo que os actinomicetos, en dúas formas de desenvolvemento: mofos e levaduras, sendo os máis comúns os dos xéneros *Aspergillum*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma* e *Chaetomonium* (de Bertoldi et al., 1983).

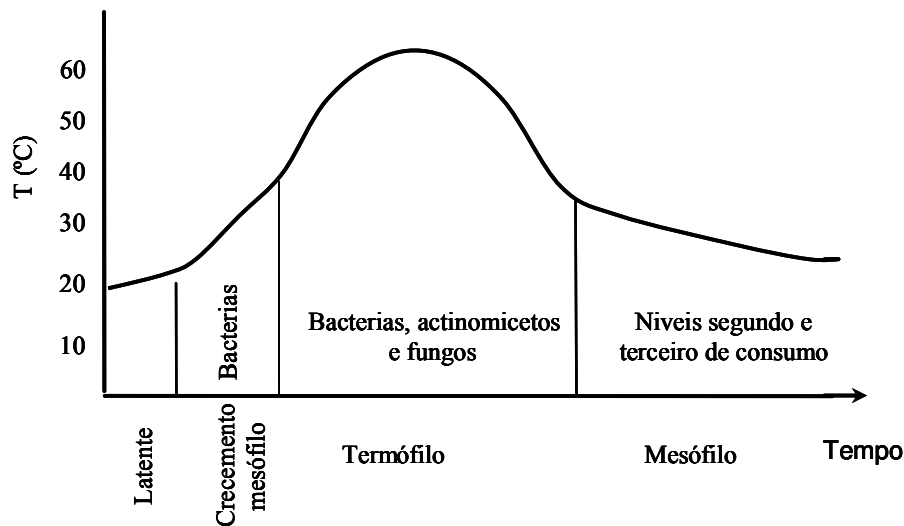


Figura 4. Esquema do proceso de compostaxe, temperatura e poboacións microbianas predominantes en cada fase (Day e Shaw, 2005).

O factor máis importante durante a compostaxe é a temperatura, que define as fases do proceso e os microorganismos predominantes en cada fase. Os microorganismos que predominan son principalmente mesófilos (25-45°C) e termófilos (>45°C), e actúan en momentos diferentes do proceso (Figura 4). Polo xeral, a temperatura durante o proceso ascende lentamente desde a temperatura ambiente ata uns 60°C, baixando a continuación lentamente ata temperatura ambiente de novo. A primeira fase do proceso de compostaxe é mesófila, predominando as bacterias mesofílicas. A grande dispoñibilidade de alimento asegura unha actividade elevada dos microorganismos, que orixina grandes cantidades de enerxía metabólica dando lugar a un incremento da temperatura do material. A medida que a temperatura supera os 45°C as condicións son menos favorables para as bacterias mesófilas e aparecen as termófilas, xunto cos actinomicetos. A actividade dos microorganismos fai que a temperatura do material ascenda ata os 65-70°C. Durante esta fase, os fungos e levaduras redúcense notablemente, desaparecendo cando a temperatura chega aos 60°C. Co tempo, a redución das fontes nutritivas fai que decreza a actividade biolóxica, o que fai que baixe a temperatura e se pase a unha segunda fase mesófila, na que predominan fungos e actinomicetos capaces de degradar compostos complexos. Unha vez consumida a maioría do alimento a temperatura descende ata a ambiente e comeza a fase de maduración, que pode durar varios meses. Nesta fase a actividade biolóxica estabilízase, chegándose a unha comunidade con unha composición semellante á de ambientes oligotróficos

como os solos, coa aparición de outros microorganismos como protozoos, nematodos e miriápodos (Day e Shaw, 2005; Moreno Casco e Mormeneo Bernat, 2008).

Debido ás elevadas temperaturas que se acadan durante o proceso, os patóxenos e as sementes de malas herbas son destruídas (Táboa 3). Sen embargo, deben evitarse temperaturas elevadas durante períodos prolongados, e unha vez pasada a primeira fase termófila, a temperatura debe descender para permitir o desenvolvemento de actinomicetos e eumicetos, que son os principais descompoñedores de polímeros como a celulosa e a lignina (de Bertoldi et al., 1983).

Táboa 3. Temperatura e tempo necesario para a destrución de microorganismos patóxenos (Day e Shaw, 2005)

	50°C	55°C	60°C
<i>Salmonella thyphosa</i>		30 min	20 min
<i>Salmonella sp.</i>		60 min	15-20 min
<i>Shigella sp.</i>		60 min	
<i>Escherichia coli</i>		60 min	15-20 min
<i>Streptococcus pyogens</i>		10 min	
<i>Mycobacterium diphteriae</i>		45 min	
<i>Brucellus abortus</i>		60 min	3 min
<i>Trichinella spiralis</i>			1 seg
<i>Necator americanus</i>	50 min		

Para que un material se poida compostar existen uns valores límite de pH, entre 3 e 11, aproximadamente, sendo o intervalo óptimo entre 5,5 e 8; as bacterias desenvólvense mellor preto da neutralidade, e os fungos a pH ácido (de Bertoldi et al., 1983). Sen embargo, na práctica estes límites non adoitan ser un limitante para a compostaxe, pois case todos os materiais compostables presentan valores de pH comprendidos dentro deste rango. A variación de pH durante o proceso de compostaxe é polo xeral o que se amosa na Figura 5. Inicialmente prodúcese un lixeiro descenso (a menos que o material de partida fose fortemente ácido), causado polos ácidos orgánicos producidos durante os primeiros momentos da descomposición da materia orgánica. Sen embargo, en pouco tempo o pH comeza a subir ata estabilizarse en torno a 7-8. Esta evolución é independente na maioría dos casos do material que se estea compostando (Bueno Márquez et al., 2008).

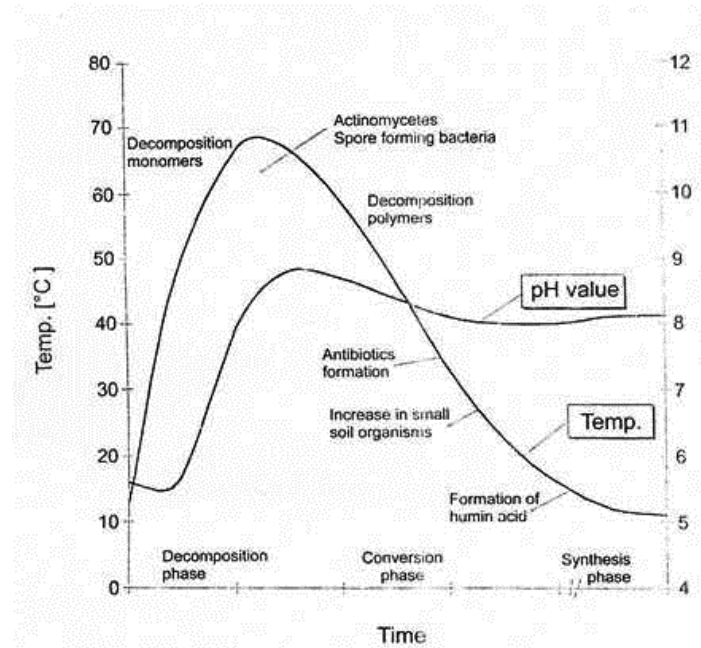


Figura 5. Evolución do pH e a temperatura durante a compostaxe (Dalzell et al., 1987).

A relación C/N é un dos factores fundamentais para o proceso, e depende moito dos materiais que se utilicen. O carbono é principalmente a fonte de enerxía para os microorganismos, aínda que unha parte pasa a formar parte das súas estruturas celulares; o nitróxeno é un elemento crítico para o crecemento microbiano, debido á súa presenza nas proteínas. Posto que os microorganismos usan aproximadamente 30 partes de carbono por cada parte de nitróxeno, en teoría o ideal é que o material a compostar teña inicialmente unha relación C/N entre 25 e 35 (Jhorar et al., 1991). Valores altos para a relación C/N xeralmente producen unha descomposición lenta, mentres que valores baixos poden dar lugar a perdas de nitróxeno por volatilización en forma de amoníaco. Se un determinado residuo presenta unha relación C/N inadecuada, é habitual mesturalo con un material que compense o déficit do elemento correspondente, sexa carbono ou nitróxeno: por exemplo engadindo un material rico en nitróxeno, como o esterco, para compostar restos vexetais ricos en carbono, como a palla. O valor da relación C/N redúcese durante o proceso de compostaxe como consecuencia da perda de C en forma  $\text{CO}_2$  e a concentración relativa do N, que unicamente se perde por lavado. O valor final no compost debería ser menor de 20, aínda que isto depende en gran medida do material de partida (Iglesias Jiménez et al., 2008).

Por outra banda, o fósforo é o nutriente máis importante despois do nitróxeno, polo que tamén debe estar presente nunhas cantidades mínimas para que o proceso de compostaxe se leve a cabo de modo correcto, considerándose óptimos valores entre 75 e 150 para a relación C/P e entre 5 e 20 para a relación N/P (Bueno Márquez et al., 2008).

O método de compostaxe determina como ten lugar a aireación, que é un factor crucial xa que a compostaxe é un proceso aerobio. Os microorganismos utilizan o osíxeno como aceptor final de electróns na respiración, e é necesario para a oxidación dos compostos orgánicos (de Bertoldi et al., 1983). A aireación tamén elimina calor, humidade, CO<sub>2</sub> e outros produtos da descomposición. A aireación necesaria para o descenso da temperatura da pila excede á necesaria para garantir o subministro de osíxeno e a eliminación da humidade, de modo que polo xeral é a temperatura o factor que determina a necesidade de aireación (Haug, 1993; Rynk e Richard, 2005).

A humidade é un factor crítico para o proceso de compostaxe posto que a auga é fundamental para a vida dos microorganismos, entre outras cousas por ser o medio de asimilación de nutrientes e movemento dos microorganismos. O valor óptimo para o desenvolvemento do proceso está arredor do 50-60%. Valores baixos deteñen o proceso e valores elevados producen condicións anóxicas. Os materiais que se compostan deben regarse para compensar as perdas por evaporación, porque a enerxía producida durante a descomposición excede a necesaria para evaporar a auga presente, o que conduce a un secado progresivo do material. Sen embargo, a modificación da humidade a escala industrial pode ser cara e complexa, polo que o ideal é que os materiais que entren a compostar partan dunhas condicións de humidade óptimas (de Bertoldi et al., 1983).

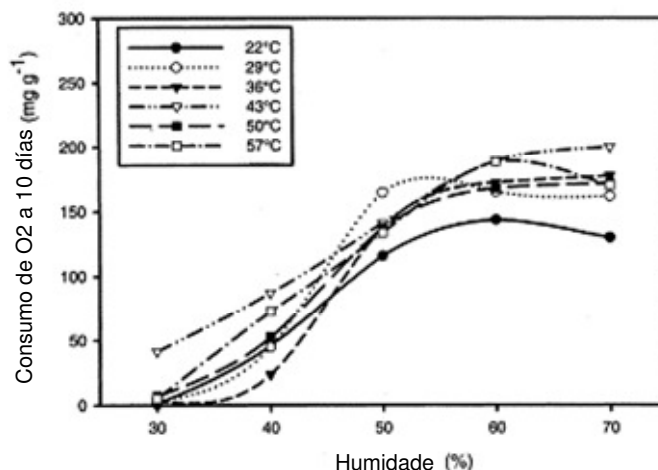


Figura 6. Relación entre a actividade biolóxica no compost e a humidade a varias temperaturas (Liang et al., 2003).

O tamaño de partícula do material afecta á retención de humidade, ao espazo poroso e á velocidade do proceso. Posto que a descomposición ten lugar na superficie das partículas, un incremento da relación superficie/volume, como consecuencia da diminución do tamaño de partícula, dará lugar a maior velocidade de descomposición. Sen embargo, cando o tamaño de partícula se fai moi pequeno, a porosidade do material redúcese dando lugar a unha aireación

deficiente e como consecuencia a velocidade da descomposición tamén se reduce. Débese chegar, por tanto, a un compromiso entre o tamaño de partícula e a compactación, para lograr unha velocidade adecuada do proceso sen dificultar o paso de ar (Bueno Márquez et al., 2008).

### 2.2.2. Tecnoloxías existentes

Existe unha ampla gama de tecnoloxías para compostar residuos, aínda que todas teñen en común unha relativa simplicidade tecnolóxica. Pérez Losada (1999) clasifica os sistemas de compostaxe en tres tipos: abertos, semipechados e pechados. A diferenza básica entre eles é que nos sistemas abertos o proceso realízase completamente ao ar, nos semipechados en naves máis ou menos pechadas con algún sistema de succión de gases, e nos pechados realízase en recintos totalmente herméticos, sometidos a un control exhaustivo de parámetros. A maiores faise outra distinción segundo a masa en compostaxe se remova para facilitar a aireación ou non: se existe axitación mecánica trátase de sistemas dinámicos, e en caso contrario, de sistemas estáticos.

Os sistemas abertos adoitan ser de tecnoloxía sinxela e baixo custo. É habitual utilizar cubertas sen paredes nestas instalacións, que soen actuar en réxime dinámico, mediante o uso dalgún tipo de máquina volteadora. O método máis utilizado é o de montóns volteados (Figura 7), no cal o material dispónse en moreas alongadas de forma triangular ou trapezoidal (Haug, 1993; Pérez Losada, 1999). Neles a aireación é fundamentalmente pasiva e ten lugar mediante tres mecanismos: difusión molecular, vento e convección. A masa en compostaxe voltea periodicamente para homoxeneizar os materiais; este volteo permite liberar os gases e calor que se atopan no interior do montón, distribúe nutrientes, auga e microorganismos, e intercambia material do entorno frío e osixenado da superficie co máis quente e pobre en osíxeno das zonas máis próximas ao núcleo. A aireación que produce o volteo, pola contra, é limitada, pois o osíxeno que se engade é consumido en poucas horas polos microorganismos (Rynk e Richard, 2005). Outro sistema moi común utilizado especialmente para a compostaxe de lodos de depuradoras (Goldstein e Gray, 1999) é o de pilas estáticas aireadas, que se basea na utilización de ventiladores. Non existe volteo nin axitación, e os montóns constrúense sobre un sistema de condutos de aireación que subministra ar a través dos materiais en compostaxe. A aireación forzada proporciona osíxeno, reduce a temperatura do material e elimina o vapor de auga, o CO<sub>2</sub> e outros produtos de descomposición (Rynk e Richard, 2005).

Os sistemas semipechados funcionan do mesmo modo que os abertos, pero están deseñados para acadar un mellor aproveitamento do espazo e un maior control dos factores ambientais. Normalmente consisten en naves pechadas dotadas con un sistema de extracción de gases na cuberta. Polo xeral están deseñados para atender a pequenas ou medianas poboacións, e un exemplo é o sistema de compostaxe en trincheiras (Pérez Losada, 1999; Chica Pérez e García Morales, 2008).



*Figura 7. Compostaxe de codia de piñeiro en montóns (Costiña Orgánica, O Pino). Fotografía: M.T. Barral.*



*Figura 8. Túneles de compostaxe no Complexo Medioambiental do Barbanza (FCC, Lousame). Fotografía: M.T. Barral.*

Os sistemas pechados son reactores que permiten un control perfecto das emisións e dos parámetros do proceso (Haug, 1993; Pérez Losada, 1999). Operan tanto en réxime dinámico, por exemplo os reactores de tipo rotatorio, como estático, por exemplo os túneles, e fábrícanse a diferentes escalas, desde instalacións industriais para o tratamento de RSU ata pequenos compostadores domésticos para residuos de xardín. Os reactores rotatorios son moi utilizados en Estados Unidos para a compostaxe de RSU, e consisten nun tambor (cilindro) montado horizontalmente, con unha pequena inclinación, que rota sobre o seu eixo continua ou intermitentemente, volteando así o material no seu interior; o material cárgase por un lado e o compost descárgase polo contrario. Os túneles son instalacións de aceiro ou cemento de tamaño



variable, con aireación forzada por medio dun sistema de distribución de ar no chan (Figura 8), e normalmente permiten monitorizar e controlar as condicións do proceso a través do sistema de aireación (Rynk e Richard, 2005).

### 2.2.3. Vermicompostaxe

Entre as diversas tecnoloxías de compostaxe, a vermicompostaxe é unha das máis interesantes. Defínese como un proceso de biooxidación e estabilización da materia orgánica mediado pola acción combinada de vermes e microorganismos, a través do cal se obtén un produto denominado vermicompost. Todos os vermes son saprófagos (é dicir, que se alimentan de materiais en descomposición), sendo os restos vexetais e microorganismos os principais compoñentes da súa dieta. Sen embargo, as súas distintas capacidades dixestivas divídenos en dous grupos: detritívoros ou formadores de humus, que se alimentan na superficie, e xeófagos ou consumidores de humus, que se alimentan en profundidade inxerindo solo do cal separan a materia orgánica. Só as especies detritívoras serven para os procesos de vermicompostaxe, sendo preferibles ademais algunhas das seguintes características: posuír un ciclo biolóxico curto, elevada capacidade reprodutiva, intervalos amplos de tolerancia a factores ambientais e baixa sensibilidade á manipulación (Elvira Peña, 1994).

A especie *Eisenia foetida* é unha das máis utilizadas en procesos de vermicompostaxe, debido á súa resistencia, ao seu rápido crecemento e a que ten unha elevada taxa de reprodución (Hartenstein, 1983; Rivero Hernández, 1993; Manna et al. 2003). Trátase dun verme de entre seis e oito centímetros de longo, tres a cinco milímetros de diámetro, e que pesa en torno a un gramo. Os individuos desta especie soportan un rango elevado de humidades e temperaturas, aínda que crían mellor a partires dos 20°C (Nogales et al., 2004). Outras especies utilizadas son *Eisenia andrei*, que tamén presenta a capacidade de medrar e reproducirse rapidamente en gran variedade de residuos orgánicos (Elvira Peña, 1994) e *Eudrilus eugeniae*.

O proceso de vermicompostaxe está bastante estendido de modo comercial debido en parte a que inclúe dúas posibles fontes de ingresos: o vermicompost, que é unha emenda orgánica de alta calidade, e os propios animais, a partir dos cales se fabrican pensos con alto contido proteico para alimentación animal (Nogales et al., 2008), e que tamén se poden vender como cebo para pesca deportiva. A vermicompostaxe como modo de tratamento de residuos aproveita varias vantaxes derivadas do comportamento dos vermes. Para empezar, o traballo mecánico de aireación e volteo é realizado polos propios vermes. Ademais, xa sexa dun modo directo (alimentación detritívora e desprazamento a través de galerías) ou indirecto (estímulo da actividade microbiana), os vermes aceleran a descomposición da materia orgánica e melloran a estrutura do produto final (Elvira Peña, 1994). A fragmentación dos residuos producida polos vermes incrementa a actividade microbiana, chegando por exemplo a multiplicarse por seis a

presenza de actinomicetos (Edwards, 1995; Nogales, 2004), e libera nutrientes en formas máis doadas de asimilar polas plantas, aumentando as cantidades de P, K e N dispoñibles (Satchell, 1983; Manna et al., 2003). Os vermes teñen un efecto importante sobre a madurez e calidade do compost: aceleran a mineralización da materia orgánica, reducen a extractabilidade dos metais pesados e aumentan os compostos humificados (Elvira Peña, 1994). Vincelas-Akpa e Loquet (1997) indicaron que a ligninolise é maior no vermicompost que nun compost equivalente de residuos lignocelulósicos, o cal dará lugar a unha maior madurez do produto final. Por outra banda, os vermes producen substancias bactericidas que reducen a presenza de patóxenos, e substancias de acción fitohormonal que son beneficiosas para as plantas (Sáinz et al., 2000). Arancon et al. (2004) propoñen que os efectos positivos do vermicompost sobre o crecemento e rendemento das plantas débense precisamente á presenza de substancias que inflúen no crecemento vexetal, producidas polas poboacións microbianas incrementadas pola actividade dos vermes.

Os cambios experimentados polo vermicompost con respecto ao material de partida son debidos á acción combinada dos vermes e os microorganismos. A influencia dos vermes na transformación dos compoñentes orgánicos desenvólvese a través de múltiples vías (Nogales et al., 2008):

- os seus desprazamentos mediante formación de galerías favorecen a aireación e a mestura dos materiais
- a actividade dixestiva provoca a ruptura e alteración enzimática dos compostos orgánicos
- a produción de excrementos favorece a aparición de agregados estables
- o tránsito do material orgánico a través do tubo dixestivo modifica cualitativa e cuantitativamente as poboacións de microorganismos, incrementando a súa actividade
- o vermicompost enriquecese de metabolitos sintetizados polos vermes que estimulan o crecemento das plantas

A utilidade deste procedemento de tratamento de residuos demostrouse con lodos de EDAR, xurros procedentes da estabulación de animais, residuos da industria téxtil (Kaushik e Garg, 2003), bagazo de uva (Nogales et al., 2004), residuos da elaboración de aceite de oliva (Melgar et al., 2000; Sainz et al., 2000; Nogales et al., 2004), restos de comida (Atiyeh et al., 2002; Arancon et al., 2004), residuos forestais (Manna et al., 2003), lodos de depuradora (Hartenstein, 1983; Hatanaka et al., 1983) e residuos de industrias papeleiras (Elvira et al., 1995; Arancon et al., 2004).

Os procesos de vermicompostaxe precisan un tratamento previo do material, durante o cal ten lugar a descomposición termófila de parte da materia orgánica. Nesta fase acádanse temperaturas elevadas que garanten a hixienización completa do material, especialmente no que

se refire á eliminación dos organismos que poidan ser patóxenos para as plantas; tamén axuda á aceleración da descomposición. Non se engaden os vermes ata o fin deste pretratamento, dado que non resistirían as temperaturas (Edwards, 1995; Nogales et al., 2004). As condicións óptimas para o proceso de vermicompostaxe están nunha temperatura de entre 15 e 20°C e unha humidade entre o setenta e o noventa por cento (Edwards, 1995). Un alto contido en polisacáridos estruturais ou baixos niveis de nitróxeno poden dificultar a degradación dos materiais por parte dos vermes (Kaushik e Garg, 2003).

O produto final (vermicompost) é un material fino con alta porosidade, aireación, drenaxe e capacidade de retención de auga e actividade microbiana, estabilizado mediante interaccións entre os vermes e microorganismos nun proceso non termofílico (Nogales et al., 2008). As partículas do vermicompost teñen elevadas áreas superficiais que proporcionan lugares para a actividade microbiana e para a retención de nutrientes (Kaushik e Garg, 2003). Os vermicompost son ricos en poboacións e diversidade microbianas, especialmente fungos, bacterias e actinomicetos, e conteñen reguladores do crecemento das plantas.

#### **2.2.4. A compostaxe como opción de tratamento de residuos en Galiza**

A compostaxe da fracción orgánica dos residuos sólidos urbanos (FORSU) é unha opción de tratamento moi estendida. Nos últimos anos puxéronse en marcha en Galiza varios proxectos de tratamento de residuos orgánicos por vía biolóxica (aerobia e anaerobia), conducentes á obtención de compost. Estes tratamentos operan a diversas escalas e tratan diversos tipos de residuos biodegradables: desde grandes plantas industriais para o tratamento de residuos sólidos urbanos (RSU), pasando por instalacións medianas de compostaxe de residuos agrogandeiros e forestais, ata pequenos compostadores domésticos. Os proxectos do Goberno galego para o período 2007-2017 dan prioridade á compostaxe e a biometanización sobre outras opcións posibles de tratamento de residuos sólidos urbanos. Por isto, a produción de compost en Galiza debería ir en aumento nos vindeiros anos<sup>1</sup>.

En Galiza existen actualmente en funcionamento dúas instalacións de tratamento biolóxico de RSU a grande escala, que tratan preto de 200.000 toneladas anuais e dan servizo a 430.000 habitantes, producindo máis de 80.000 toneladas de compost. A primeira delas, que comezou a funcionar en 1999, é o Complexo Medioambiental de Nostián, que recibe os residuos urbanos do Concello da Coruña e o Consorcio das Mariñas (Abegondo, Arteixo, Bergondo, Betanzos, Cambre, Culleredo, Carral e Oleiros). Trátase dunha instalación moi complexa na que

---

<sup>1</sup> Mentres se redactaba esta memoria produciuse un cambio de goberno na Xunta de Galiza sen que o Plano de Residuos tivese sido aprobado, e resulta difícil prever con exactitude cales serán as prioridades do novo goberno en materia de residuos.

a FORSU sométese a un primeiro tratamento anaerobio para a obtención de biogás (que se converte posteriormente en enerxía eléctrica), e posteriormente o residuo obtido na biometanización pasa á etapa de compostaxe propiamente dito.

A outra grande instalación é o Complexo Medioambiental da Mancomunidade do Barbanza, inaugurado en 2003, que actualmente trata os RSU de nove Concellos (Brión, Lousame, Muros, Noia, Porto do Son, Pontecesures, Ames, Carnota e Rois). A planta é máis sinxela que a de Nostrián: a FORSU pasa unha primeira fase de compostaxe aerobio en túneles de compostaxe, seguida de unha segunda fase de compostaxe en montóns.



*Figura 9. Compost de FORSU rematado no Complexo Medioambiental do Barbanza (FCC, Lousame).  
Fotografía: M.T. Barral.*

Existen tamén plantas máis pequenas para o tratamento de residuos verdes de orixe municipal, sendo a primeira en entrar en funcionamento a do Concello de Ourense. En Santiago de Compostela comezou a funcionar en 2008 unha planta semellante, con capacidade para tratar 2500 toneladas anuais de restos de podas. O Concello do Barco de Valdeorras (Ourense) conseguiu en 2006 o financiamento por parte da Xunta de Galiza dunha planta de compostaxe de pequena capacidade (unhas 500 toneladas anuais) que comezou a funcionar recentemente.

Ademais, existen en Galiza varias instalacións de compostaxe de residuos agrogandeiros. A empresa Comporeense ten en Celanova (Ourense) unha planta para a produción de vermicompost a partir de esterco. A empresa Ecocelta (Pontearreas) trata mediante vermicompostaxe residuos orgánicos de diversos tipos, entre eles esterco e bagazo de uva, desde o ano 2002. A empresa Costiña Orgánica ten unha planta de compostaxe de codia de piñeiro en O Pino (Compostela), que comezou a funcionar en 2007. A empresa Tradebe xestiona en Cospeito (Lugo) unha planta de tratamento de lodos de depuradoras, xurros e restos

de podas con capacidade para 40.000 toneladas por ano, e unha produción anual de compost de 15.800 toneladas.

Por outra banda, a elevada dispersión da poboación galega provoca que a descentralización do proceso de xestión e tratamento de residuos urbanos sexa unha opción de grande interese a moitos niveis. As características xeográficas e demográficas de Galiza representan unha seria dificultade para a xestión centralizada dos RSU: Galiza posúe case o 50% das entidades singulares de poboación do Estado (29.179 sobre un total de 63.613), nun territorio eminentemente rural, con unha grande dispersión, unha elevada porcentaxe de poboación en vivendas illadas, e unha orografía maioritariamente montañosa. O conxunto destes factores limita seriamente os sistemas de contenerización, recollida e tratamento, provocando problemas loxísticos e supoñendo unha grande carga económica para os Concellos. Sen embargo, esta situación desfavorable para a xestión de residuos fai de Galiza un escenario idóneo para o ensaio e implantación de programas de compostaxe a nivel doméstico. Os principais beneficios destes programas son: (1) a redución do fluxo de RSU, cos conseguintes beneficios para cidadáns e Administracións; (2) a mellora da recollida selectiva do resto de fraccións; e (3) a recuperación da materia orgánica, xunto con un incremento da concienciación ecolóxica da poboación (Barral Silva et al., 2008).



Figura 10. Compostador doméstico de 2 m<sup>3</sup>. Fotografía: M.T. Barral.

Así, na última década déronse en Galiza unha serie de experiencias de compostaxe doméstica promovidas principalmente por Concellos e asociacións ecoloxistas a nivel local, e finalmente tamén pola propia Xunta de Galicia. O Concello da Illa de Arousa foi o pioneiro (no ano 1999), traballando con fondos europeos do Proxecto LIFE. Posteriormente os concellos de Caldas de Reis, Ferrol, no ano 2002, Santiago de Compostela, no ano 2003, e O Barco de Valdeorras, no

ano 2004, sumáronse a estas iniciativas, este último con fondos do Ministerio de Medio Ambiente. Outros concellos con programas posteriores de compostaxe doméstica son os de Vilasantar, Arzúa e Mos. Como consecuencia destas actividades, ademais de incrementarse a presenza desta opción de tratamento nos medios, conseguiuuse tamén unha maior implicación da Xunta de Galicia, que por un lado aceptou construír a planta do Barco de Valdeorras, e por outro estender os programas de compostaxe doméstica por Galiza. Esta última acción realizouse a través de SOGAMA, coa colaboración de organizacións ecoloxistas, chegando na actualidade aos concellos de Carballiño, Piñor de Cea, Ribadavia, Carballeda de Avia, Rubiá, Petín, A Rúa, Cerceda, Carballo e Ordes, e incrementando tamén os programas xa existentes no Barco e a Illa de Arousa, en principio coa intención de chegar a todos os Concellos con Parques Naturais ou na Rede Natura. Os resultados destas experiencias de compostaxe doméstico publicáronse principalmente en congresos e informes internos (Báez et al., 2005; Campos, 2008; Pérez Muñoz e Baro Lorenzo, 2008), e a través das organizacións ecoloxistas encargadas de cada proxecto concreto, pero polo xeral existe pouca información sobre os resultados conseguidos, máis alá das porcentaxes de participación, e hai que indicar que na maioría dos casos non se realizaron análises completas e detalladas do compost producido, o que representa unha carencia importante que debe ser corrixida no futuro.

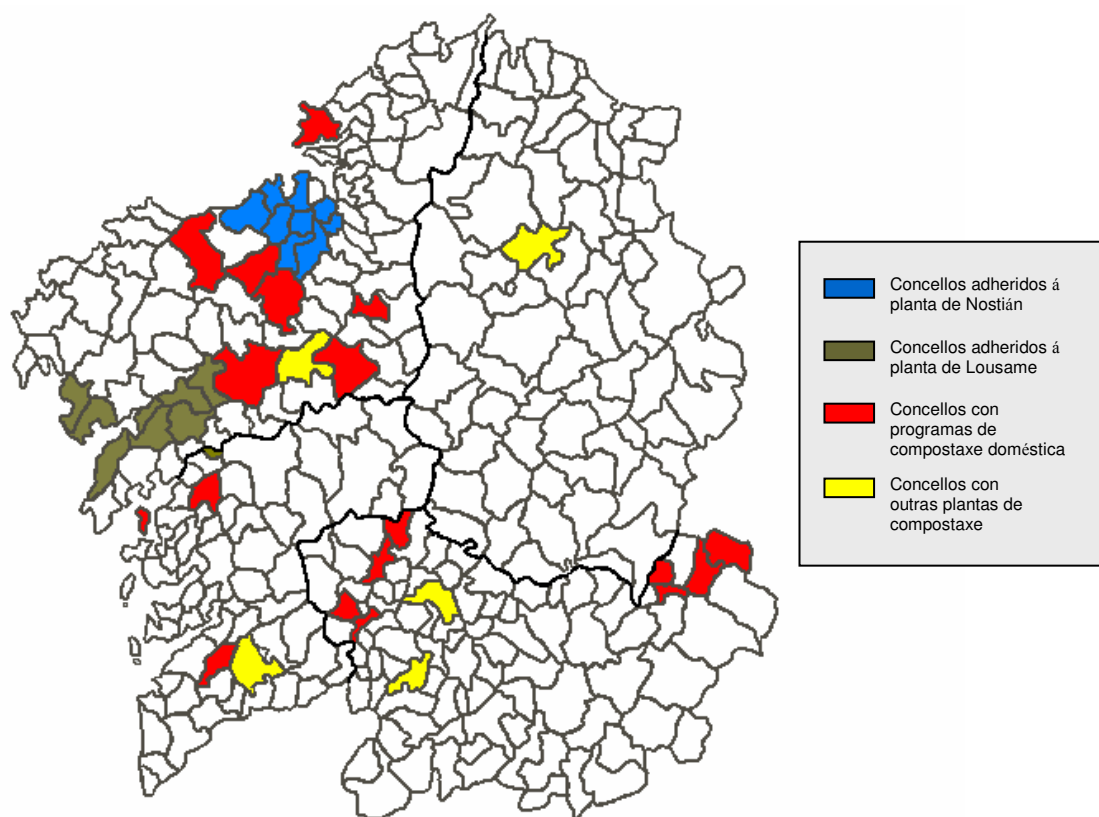


Figura 11. Mapa de compostaxe de Galiza en 2008 (elaboración propia).

## **2.3. CALIDADE DO COMPOST**

A calidade do compost non só define o mercado potencial do produto, senón tamén a aceptación a longo prazo deste tratamento biolóxico como unha opción viable no tratamento de residuos (Lasaridi et al., 2006). Sen embargo, a definición deste concepto e a elección dos parámetros adecuados para a súa avaliación son tarefas complicadas que deben ter en conta non só o uso potencial do compost, que sen dúbida condiciona as características desexables para a súa comercialización, senón tamén cuestións como o posible impacto ambiental ou o papel da compostaxe dentro dun sistema global de xestión de residuos (Masaguer e Benito, 2008).

Haug (1993) describe o compost como materia orgánica estabilizada ata transformarse nun produto parecido ás substancias húmicas do solo, libre de patóxenos e de sementes de malas herbas, que non atrae a insectos ou vectores de enfermidades, que pode ser manexado e almacenado sen ocasionar molestias e que é beneficioso para o solo e o crecemento das plantas. Esta definición máis ben cualitativa dá pouca información sobre as propiedades desexables dun compost para o seu uso. Para que un compost se poida considerar de calidade e apropiado para a súa aplicación agrícola debe estar libre de elementos contaminantes físicos, químicos e biolóxicos, e presentar unhas boas propiedades físicas e químicas: suficiente estabilización da materia orgánica, cantidade adecuada de macro e micronutrientes, e ausencia de toxicidade. Aínda que existe normativa oficial ao respecto (Ministerio de Agricultura, 2005), o apartado dedicado ao compost considera un número insuficiente de parámetros que non permite unha avaliación completa de todos os aspectos que determinan a calidade do compost, polo que aquí se considerarán máis parámetros que os estritamente necesarios para a súa comercialización.

A calidade do compost final depende principalmente da calidade e composición das materias primas que se utilizan, do control dos parámetros bioquímicos durante o proceso de compostaxe, e do tipo de tecnoloxía empregado (Pérez Losada, 2001). Ademais, hai que ter en conta que as condicións de almacenamento do produto final tamén poden influír nas súas características, pois en ocasións o proceso de compostaxe pode continuar, e a descomposición en condicións de anaerobiose pode dar lugar á produción de compostos fitotóxicos e malos olores (Masaguer e Benito, 2008).

### **2.3.1. Propiedades físicas**

O estudo das propiedades físicas do compost non está a día de hoxe moi estendido (Agnew e Leonard, 2003), a pesar de que unha das súas aplicacións potenciais é a obtención de substratos de cultivo para plantas, para o cal propiedades como a capacidade de retención de auga ou a porosidade son de grande importancia. Concretamente, os materiais utilizados para a

elaboración de substratos deben presentar unha elevada capacidade de retención de auga, baixa densidade aparente, elevada porosidade e textura fina (De Boodt e Verdonck, 1972).

### ***Distribución de tamaño de partícula***

O tamaño de partícula pode dar unha idea do grao de descomposición do material, que se agarda que sexa maior canto máis fina sexa a textura, e determina en boa medida a porosidade e a capacidade de retención de auga (Masaguer e Benito, 2008). Por requirimentos da lexislación, o compost críbese antes da súa comercialización para eliminar as partículas de maior tamaño, que dificultan unha eficiente distribución durante a súa aplicación.

### ***Densidade aparente***

É o peso da unidade de volume, e depende da proporción de materia orgánica e cinsas, da humidade, da distribución de tamaño de partícula e do grao de descomposición do compost. Posto que tanto a comercialización como a aplicación agrícola do compost realízanse usando medidas de volume no lugar de masa, a densidade aparente debe ser coñecida; ademais é necesaria para converter os contidos de nutrientes e metais pesados referidos a peso seco en contidos referidos a volume (Sullivan e Miller, 2005).

### ***Porosidade***

A porosidade é o volume total do compost non ocupado por partículas, é dicir, ocupado por auga ou ar, e inclúe a suma da porosidade correspondente aos ocos entre partículas e a debida aos poros interiores das partículas (Ansorena, 1994). A porosidade interparticular afecta ao balance entre o contido en auga e ar do compost.

### ***Capacidade de retención de auga***

É o resultado das propiedades de porosidade do compost, tanto da porosidade total como da distribución de tamaño dos poros. Cando os poros son moi grandes, estarán ocupados principalmente por ar, pero a cantidade de auga pode ser insuficiente; se os poros son demasiado pequenos, estarán ocupados por auga, pero a cantidade de ar dispoñible pode non ser suficiente para a respiración das raíces. Os poros grandes poden perder a auga por gravidade antes de que as plantas a poidan absorber, mentres que nos poros pequenos a auga pode estar retida con tal fora que non sexa dispoñible (Ansorena, 1994).



### ***Olor***

O olor do compost é un parámetro interesante que permite recoñecer a presenza de condicións anaerobias ou maduración insuficiente. A presenza de olores fortes (amoníaco, sulfhídrico, metano ou ácidos orgánicos) indican a existencia de ambientes redutores que por un lado impiden a evolución adecuada do proceso e por outro poden estar indicando a produción de substancias fitotóxicas (Masaguer e Benito, 2008).

### ***Cor***

A cor do compost debe ser escura tirando a negra, o que indica unha correcta descomposición da materia orgánica. Durante a compostaxe prodúcese un escurecemento progresivo dos materiais, dando como resultado unha cor parda escura ou case negra, que depende do material inicial. Cando se compostan restos vexetais, a cor final é case negra, mentres que os estercoos dan lugar a compost de cores pardas menos intensas (Masaguer e Benito, 2008).

### ***Inertes***

O material denominado inerte consiste basicamente en materiais inorgánicos non compostables que non deben aparecer no produto final, tales como vidro, plásticos, gomas, metais, telas... Os inertes compóñense maioritariamente de vidro, seguido en orde de abundancia por plástico e metal (Barreira et al., 2008). É habitual que os compost producidos a partir de RSU presenten cantidades considerables de inertes, tanto maiores canto peor sexa a separación da fracción orgánica, mentres que raramente aparecen en compost de residuos vexetais ou esterco. A presenza de inertes no compost é un problema de cara á súa comercialización, ao tratarse de material detectable visualmente, e na lexislación vixente está limitado a un 3% (Ministerio de Agricultura, 2005). Aínda que a presenza de materiais non compostables no compost é unha das posibles causas de niveis elevados de metais pesados, o principal problema é visual. Así, Paradelo et al. (2009a) separaron e analizaron os inertes de varios compost de RSU, observando que os contidos en metais pesados eran inferiores nestes aos do compost no seu conxunto.

### ***Hidrofobia***

A hidrofobia (resistencia á humectación ou repelencia á auga) é unha propiedade física de grande importancia en elaboración de substratos, e que normalmente non se inclúe nas caracterizacións de materiais compostados (Naasz et al., 2008). Os substratos para viveiros, que normalmente se elaboran con materiais orgánicos, poden presentar un grao importante de

hidrofobia, que varía en función da humidade, o que condiciona as súas propiedades de retención de auga (Valat et al., 1991; Michel et al., 2001; Naasz et al., 2008). As dificultades para a rehumectación de algúns destes materiais, como a turba, una vez secos, poden dar lugar a falta de auga para as plantas.

### 2.3.2. Composición e propiedades químicas

#### *pH*

A maioría dos composts presentan valores de pH comprendidos entre 6 e 8 (Sullivan e Miller, 2005). O valor depende moito da materia prima, do proceso de fabricación e da utilización de aditivos no proceso. Tanto a acidez como a alcalinidade excesivas poden producir danos ás plantas, pero é raro que un compost presente valores inadecuados para o seu uso. Por outra banda, o pH ten unha incidencia directa sobre a dispoñibilidade dos nutrientes para as plantas.

#### *Salinidade*

A salinidade do compost depende fundamentalmente dos materiais orixinais, sendo maior cando se utilizan RSU, debido aos restos de comida cociñados, mentres que os compost de residuos vexetais polo xeral presentan valores baixos (Barral et al., 2007b). A presenza dun exceso de sales no compost pode ter consecuencias negativas tanto no solo no que se aplica como nos cultivos. Un exceso de sales de sodio pode degradar a estrutura do solo e dificultar a xerminación e o crecemento das plantas, sempre dependendo da tolerancia do cultivo, o tipo de solo e as pautas de rego. Por exemplo, as árbores froiteiras son especies sensibles a valores de condutividade eléctrica superiores a 1,5-2 dS m<sup>-1</sup>; os cereais son máis tolerantes, comezando a diminuír o seu rendemento a valores superiores a 5-6 dS m<sup>-1</sup>, e os cultivos de horta son polo xeral os máis sensibles, sendo afectadas por valores de condutividade eléctrica desde 1 dS m<sup>-1</sup>, polo que o uso de compost con elevada salinidade neste tipo de cultivos debe facerse con coidado. Ademais, os efectos da adición de sales poden ser acumulativos cando o rego non se realiza con exceso de auga ou a drenaxe do solo é deficiente (Porta et al., 2003).

Polo xeral considérase que valores de condutividade superiores a 2 dS m<sup>-1</sup> en pasta saturada, ou 1,5 dS m<sup>-1</sup> en extracto acuoso son excesivos para o uso dun compost como substrato (Masaguer e Benito, 2008), aínda que non parece haber acordo sobre os valores de condutividade aceptables para compost. Por exemplo, varios autores observaron efectos negativos no rango de condutividade entre 1 e 3,5 dS m<sup>-1</sup> (Lemaire et al., 1985; Wright, 1986; Gajdos, 1997), mentres que outros, usando compost con valores de condutividade tan elevados como 8,5-13,2 dS m<sup>-1</sup>, non detectaron efectos prexudiciais (Sánchez-Monedero et al., 2004).

Paradelo et al. (2008b) observaron que compost de diferentes orixes con valores de condutividade inferiores a  $1,3 \text{ dS m}^{-1}$  en extracto 1:5 (v/v) non tiveron efectos fitotóxicos no ensaio de xerminación de cebada (FCQAO, 1994). Finalmente, Noguera et al. (2003) recomendan, para composts que van ser usados en substratos, valores de condutividade eléctrica menores de  $3,5 \text{ dS m}^{-1}$ , sendo desexables valores entre  $0,75$  e  $1,99 \text{ dS m}^{-1}$  (en pasta saturada).

### ***Materia orgánica, C e N***

O carbono é o elemento maioritario do compost e atópase normalmente en valores por riba do 20%. Aínda que non existe un contido ideal de materia orgánica, senón que as cantidades deben verse en relación coa idade do compost e o seu contido en nitróxeno, Noguera et al. (2003) propoñen como mínimo o 80% para o uso do compost como substrato, mentres que a lexislación estatal establece un 35% como valor mínimo para a comercialización (Ministerio de Agricultura, 2005).

O contido total en nitróxeno varía en función de numerosos factores como son as materias primas, condicións do procesado, maduración e almacenaxe (Sullivan e Miller, 2005). A maioría do nitróxeno do compost está en formas orgánicas, que non son inmediatamente asimilables polas plantas, e que son convertidas a formas inorgánicas por varios grupos de microorganismos, nos procesos de amonificación e nitrificación. A amonificación é o proceso polo que o nitróxeno orgánico da biomasa (proteínas e ácidos nucleicos) transfórmase en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) pola acción de bacterias aerobias, fungos e actinomicetos. A nitrificación consiste na oxidación biolóxica do amonio a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), e consta de dúas etapas: a nitrosación, realizada por bacterias *Nitrosomonas*, na que o amonio se transforma en nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), e a nitratación, realizada por bacterias *Nitrobacter*, na que o nitrito pasa a nitrato (Porta et al., 2003). Estes dous procesos son importantes porque as plantas só poden absorber nitróxeno en forma de amonio ou nitrato, de modo que a determinación de amonio e nitrato permite ter unha estimación do nitróxeno dispoñible para as plantas (Keeney e Nelson, 1982), así como das condicións do proceso, xa que a nitrificación pode verse inhibida durante a compostaxe, debido por exemplo ás altas temperaturas durante a fase termófila ou á existencia de condicións de anaerobiose, dando lugar a un predominio do amonio sobre o nitrato.

Por outra banda, a relación C/N utilízase como indicador da evolución da materia orgánica do compost. O normal é que esta relación se reduza durante o proceso de compostaxe, e tradicionalmente tómase un valor de 20 ou menor como indicativo de que un compost é maduro, sendo este o límite establecido pola lexislación vixente (Ministerio de Agricultura, 2005). Sen embargo, esta relación é fortemente dependente das propiedades do material inicial, de modo que algúns compost con valores elevados poden ser adecuados para o seu uso, por exemplo cando existen grandes cantidades de compostos resistentes á degradación como a

lignina, mentres que outros con relacións menores de 20 debido á riqueza en nitróxeno do material orixinal poden non selo.

### ***Nutrientes***

Polo xeral, a orde de concentración total de nutrientes distintos de nitróxeno na maioría de compost é  $\text{Ca} > \text{K} > \text{P} = \text{Mg}$  (He et al., 2005; Hargreaves et al., 2008). Sen embargo, non todos os elementos do compost están en formas dispoñibles para as plantas na mesma medida, o que depende de factores como o tipo material de partida ou as perdas por lixiviación durante a compostaxe. Practicamente todo o K, mentres que só unha parte do Ca, P e Mg, é inmediatamente dispoñible para as plantas (Vogtmann et al., 1993).

As cantidades totais de nutrientes normalmente determinanse por dixestión total con ácidos fortes, pero existen diferentes procedementos para avaliar a súa dispoñibilidade en compost, variando os extractantes. Así, por exemplo, o U.S. Composting Council (Thompson et al., 2002) recomenda a extracción en ácido nítrico; a Axencia Alemana para a Calidade do Compost recomenda o uso dunha disolución de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  para nitróxeno soluble e magnesio, e acetato de calcio, lactato de calcio e ácido acético (CAL) para fósforo e potasio (FCQAO, 1994); a normativa europea inclúe como extractantes a auga rexa (para totais), unha disolución de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$ -DTPA, e auga desionizada (AENOR, 2002a,b,c). En xeral, pode considerarse que a extracción con auga ou disolucións salinas dá unha idea dos nutrientes inmediatamente dispoñibles para as plantas, a extracción con complexantes como o DTPA permite estimar as cantidades potencialmente dispoñibles durante un cultivo, e a extracción con ácidos fortes indica a cantidade de nutrientes que se van liberar do compost, ao longo dos procesos de mineralización da materia orgánica e de meteorización da materia mineral.

### ***Micronutrientes e elementos potencialmente tóxicos***

A aplicación de compost contaminados con metais pesados pode ser prexudicial para o ambiente. A lexislación estatal regula actualmente os niveis máximos de sete elementos: Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Hg e Cd (Ministerio de Agricultura, 2005). Sen embargo, aínda que cantidades elevadas poden inhibir o crecemento vexetal, certos metais son necesarios en pequenas doses para a saúde das plantas, por exemplo Fe, Mn, Zn e Cu. Os metais máis abundantes en compost soen ser, por esta orde, Fe, Zn, Mn e Cu, aínda que a orde varía en función do material orixinal (He et al., 2005).

En concentracións elevadas, os metais pesados poden inhibir o crecemento vexetal por múltiples vías: como consecuencia de estar en formas iónicas, da gran variabilidade de estados redox, e da tendencia a formar complexos estables con ligandos orgánicos, poden actuar nas

células de varias formas, interferindo nas cadeas de transporte electrónico, reducindo a fotosíntese e a respiración, alterando a actividade dos enzimas ou modificando a estrutura e propiedades da parede celular. Precisamente a parede celular e as membranas son potencialmente o branco de acción inicial dos metais pesados, producíndose cambios na extensibilidade e o crecemento, no primeiro caso, e nos procesos de semipermeabilidade e transporte, no segundo. Os síntomas máis visibles de fitotoxicidade son unha redución do crecemento, sobre todo nas raíces, clorose e necrose nas follas e, posteriormente, síntomas típicos de senescencia e abscisión (Barceló e Poschenrieder, 1992). Ao parecer un exceso de calquera metal pesado produce clorose como consecuencia da imposibilidade da planta para asimilar o ferro a nivel das raíces (Wong e Bradshaw, 1982). Varios autores ordenaron os elementos traza en función da súa toxicidade para diversos grupos de organismos. Segundo os datos resumidos por Heil e Sposito (1997), para as algas a orde é esta:  $Hg > Cu > Cd > Fe > Cr > Zn > Co > Mn$ ; para os fungos,  $Ag > Hg > Cu > Cd > Cr > Ni > Pb > Co > Zn > Fe$ ; para as plantas con flores,  $Hg > Pb > Cu > Cd > Cr > Ni > Zn$ .

### 2.3.3. Madurez e estabilidade

Fóra do feito de que o compost aporte unha cantidade adecuada de nutrientes ou non presente elementos potencialmente tóxicos, a avaliación da madurez e a estabilidade do compost é unha importante cuestión que afecta á súa utilización agronómica, posto que a aplicación aos solos de cultivo de un compost inmaturo ten unha serie de consecuencias prexudiciais: provoca como efecto máis sobresaliente un bloqueo biolóxico do nitróxeno asimilable do solo polas poboacións de microorganismos, o que pode dar lugar a graves deficiencias de N en planta e polo tanto a un efecto depresivo no rendemento dos cultivos. Esta inmovilización prodúcese como consecuencia dunha relación C/N elevada, que normalmente caracteriza ao compost inmaturo, o que ocasiona un aumento considerable da microbiota edáfica para descompoñer o exceso de compostos lábilis de C, producíndose unha forte competencia polo N asimilable entre os microorganismos e a planta. A incorporación de materiais orgánicos insuficientemente estabilizados pode provocar tamén a inmovilización de outros nutrientes esenciais, como S, P, Ca ou Mg, polo mesmo mecanismo que provoca a inmovilización de N (Iglesias et al., 2008). Este fenómeno está escasamente estudiado na actualidade, exceptuando o caso do fósforo, aínda sendo importante para o coñecemento da dinámica dos nutrientes engadidos ao solo co compost.

A rápida descomposición do compost non estabilizado provoca un rápido descenso da concentración de  $O_2$  e do potencial de óxido-redución do solo, creándose condicións reductoras e fortemente anaerobias a nivel da rizosfera. Nestas condicións redúcese a velocidade de nitrificación e prodúcense perdas de N por denitrificación (Iglesias et al., 2008). A creación destas condicións reductoras, xunto co aumento de temperatura do solo a nivel radicular ata

valores incompatibles coas súas funcións fisiolóxicas normais, provoca un descenso xeral da taxa metabólica da planta, reducíndose a respiración das raíces e a absorción de nutrientes.

Por outra banda, o descenso do pH asociado á descomposición, debido á produción de ácido carbónico e ácidos orgánicos, pode incrementar o grao de biodisponibilidade dos metais pesados aportados por certos tipos de compost, especialmente aqueles elaborados a partir de RSU ou lodos de depuradora, incrementándose o risco de que se acaden niveis fitotóxicos en planta. A produción de compostos fitotóxicos durante a descomposición do compost inmaturo no solo é outra das causas dos graves efectos observados na fisioloxía das plantas e na xerminación das sementes. Este efecto fitotóxico está ocasionado fundamentalmente pola aparición de amoníaco, óxido de etileno e ácidos orgánicos de baixo peso molecular.

Con respecto a isto, hai que definir dous conceptos que se usan a miúdo para referirse ás propiedades negativas dun compost derivadas dun grao insuficiente de evolución da materia orgánica, que son madurez e estabilidade. Existe unha certa confusión sobre a definición e significado destes termos, que en ocasións se usan como sinónimos, aínda que recentemente se lles tenta dar un significado unívoco. Varios autores establecen a seguinte diferenza entre ambos: estabilidade refírese á actividade da biomasa microbiana e ao grao de biodisponibilidade da materia orgánica, e madurez ao grao de descomposición das substancias fitotóxicas producidas durante o proceso de compostaxe, de cara á adecuación ás necesidades das plantas (Butler et al., 2001; Benito et al. 2003; Cooperband et al., 2003; Said-Pullicino et al., 2007). O concepto de estabilidade biolóxica do compost enténdese entón como o grao de descomposición da materia orgánica, que se pode expresar como función da actividade microbiolóxica (Iglesias et al., 2008). Por outra banda, o grao de madurez úsase aproximadamente como sinónimo de ausencia de fitotoxicidade no produto final, producida por determinados compostos orgánicos (amoníaco, ácidos orgánicos, ácidos fenólicos, etc...), que se forman durante a fase activa da compostaxe (fase biooxidativa; Iglesias et al., 2008). Así, a estabilidade estará ligada a indicadores biolóxicos como a respiración microbiana, ben toma de O<sub>2</sub> ou liberación de CO<sub>2</sub>, ou a liberación de calor como resultado da actividade dos microorganismos (Iannotti et al., 1993; Benito et al., 2003; Wang et al., 2004), que aumentarán canto menor sexa a estabilidade do compost, posto que a materia orgánica biodisponible sostén e aumenta a actividade microbiana (Cooperband et al., 2003). Por outra banda, a madurez pode determinarse directamente mediante ensaios de fitotoxicidade para avaliar a resposta das plantas. Hai que ter en conta, sen embargo, que nun compost propiamente inmaturo a fitotoxicidade é provocada polos citados compostos orgánicos que se producen nas primeiras fases da descomposición microbiana, e non por outros factores como poden ser un pH inadecuado, un exceso de sales solubles, ou a presenza de elementos tóxicos como metais pesados, o que supón unha limitación deste tipo de probas, que pode ser en todo caso facilmente solucionada mediante determinacións químicas.

En todo caso, a complexidade dos procesos asociados e a indefinición dos termos leva a algúns autores a usalos indistintamente (Wu et al., 2002; Castaldi et al., 2005; Goyal et al., 2005) ou de modo pouco claro (García-Gómez et al., 2005; Huang et al. 2006; Marhuenda-Egea et al., 2007), ou a utilizar medidas de madurez para avaliar a estabilidade e viceversa (Butler et al., 2001; Mondini et al., 2003, 2006; Gómez et al., 2007), o que indica a dificultade do estudio deste aspecto da calidade do compost.

#### **2.3.4. Propiedades biolóxicas**

A ausencia de organismos patóxenos é a principal consideración a ter en conta en relación ás propiedades biolóxicas do compost, e a lexislación vixente así o esixe (Ministerio de Agricultura, 2005). Este problema aparece principalmente en compost procedente de lodos de EDAR e RSU. Os patóxenos máis comúns inclúen varios tipos de virus, bacterias como a *Salmonella* e a *Escherichia coli*, protozoos e nematelmintos (de Bertoldi et al., 1983).

En teoría, un compost obtido tras un proceso adecuado debería estar exento de patóxenos. Os principais mecanismos que garanten a súa eliminación durante a compostaxe son: (1) as altas temperaturas que se acadan durante a fase termófila, (2) a produción de compostos antimicrobianos (por exemplo os compostos fenólicos procedentes da degradación da lignina), (3) a actividade lítica das enzimas microbianas, (4) a produción de antibióticos por algúns microorganismos, (5) a competición polos nutrientes con outros microorganismos, e (6) a perda natural da viabilidade do patóxeno co paso do tempo (Moreno e Mormeneo, 2008). Destas, a causa de maior peso é o incremento da temperatura ata valores superiores aos 60°C, que a maioría de patóxenos non poden tolerar (Day e Shaw, 2005).

Como outra propiedade destacada dos compost hai que indicar o efecto sobre a supresión de enfermidades dos cultivos, especialmente as provocadas por fungos (Hoitink et al., 2005), que é unha propiedade de enorme importancia no campo da produción de substratos.

#### **2.4. APLICACIÓNS DO COMPOST**

As propiedades da materia orgánica e a importancia das funcións que cumpre implican que calquera medida dirixida a aumentar a fertilidade dun solo debe aumentar o contido en materia orgánica do mesmo ou mantelo en niveis elevados (Dalzell et al., 1987; Díaz-Fierros, 1999). Por tanto, as aplicacións do compost son maioritariamente agrícolas e edafolóxicas. O uso agronómico do compost ten unha serie de efectos beneficiosos suficientemente probados na bibliografía, derivados na maioría dos casos do seu carácter de emenda orgánica; a adición de

compost ao solo modifica favorablemente de diversos xeitos as súas propiedades físicas, químicas e biolóxicas (Hill e James, 1995).

As modificacións das propiedades físicas, químicas e biolóxicas do solo pola adición de compost dan lugar a unha serie de efectos beneficiosos sobre o estado do solo e do ecosistema. Como resultado da mellora das propiedades físicas, químicas e biolóxicas do solo, o compost dá lugar a un incremento da súa fertilidade e produtividade, observado en practicamente todos os traballos realizados sobre este tema; véxanse por exemplo os de Domínguez (2003), Vargas e Suárez (2008), ou O'Dell et al. (2007), por citar só algúns.

Un efecto de grande importancia da materia orgánica é a protección do solo fronte á erosión. Numerosos estudos demostran a efectividade da aplicación de compost na loita contra a erosión por diversas causas, tanto en campo como en laboratorio, así por exemplo nos traballos de Bazzoffi et al. (1998), Edwards et al. (2000) ou Faucette et al. (2004). Debido ao papel da materia orgánica no desenvolvemento e mantemento da estrutura do solo, a mellora do estado de agregación e o incremento da estabilidade dos agregados son quizáis o efecto fundamental da adición de compost ao solo. A materia orgánica provoca un efecto beneficioso na estabilidade de agregados fronte aos procesos desagregantes como a disgregación, a dispersión mecánica ou química, e os procesos de expansión de arxilas inchables (Le Bissonais, 1996) por dous mecanismos: por un lado incrementa a cohesión dos agregados grazas á unión entre partículas minerais facilitada por algunhas moléculas orgánicas, ou ao efecto das raíces e das hifas dos fungos (Tisdall e Oades, 1982), e por outra banda reduce a humectabilidade dos agregados, incrementando así a súa resistencia á ruptura pola entrada de auga (Chenu et al., 2000). As referencias sobre o uso de compost para mellorar a estrutura do solo son moi abundantes (Aggelides e Londra, 2000; Guerrero et al., 2000; Albiach et al., 2001; Kay e Angers, 2002; Annabi et al., 2007; Leroy et al., 2008a,b; Pardini et al., 2008).

Outro efecto do compost amplamente documentado na bibliografía (Aggelides e Londra, 2000; Marinari et al., 2000; Stolt et al., 2001; Celik et al., 2004; Shukla et al., 2005; Leroy et al., 2008a,b), é o descenso da densidade aparente e da compactación do solo, polo efecto combinado da mellora da estrutura e o incremento da porosidade. O compost tamén mellora a infiltración ao incrementar a condutividade hidráulica do solo, o cal está relacionado co incremento do tamaño e estabilidade dos agregados do solo (Aggelides e Londra, 2000; Celik et al., 2004; Leroy et al., 2008; Pardini et al., 2008), e aumenta a capacidade de retención de auga do solo (Hernando et al., 1989; Carter et al., 2004; Carter, 2007), un efecto que se debe a unha nova distribución da porosidade, así como ao incremento da porosidade total.

Polo que respecta ás propiedades químicas do solo, ademais de incrementar as concentracións de C e N, o compost corrixe a acidez (Stratton et al., 1993; Mamo et al., 1999a; Domínguez, 2003), pois incrementa o pH do solo debido á produción de grupos hidroxilo durante a mineralización e a introdución de catións básicos no solo (Mkhabela e Warman, 2005;



Hargreaves et al., 2008); aumenta a capacidade de cambio (Hortenstine e Rothwell, 1973) e incrementa o contido en nutrientes asimilables, especialmente P, Ca, Mg e K (Giusquiani et al., 1988; Warman et al., 2004; Zheljakov et al., 2006; Steiner et al., 2007; Hargreaves et al., 2008). Ademais, a menor solubilidade de N e P no compost con respecto aos fertilizantes inorgánicos podería ter un efecto positivo sobre o risco de eutrofización, ao reducirse as perdas por lavado (Hansen et al., 2000).

O compost ten tamén efectos positivos sobre a bioloxía do solo. Está probado que a adición de compost incrementa o número, diversidade e actividade das poboacións microbianas do solo (Vargas García e Suárez Estrella, 2008). O incremento na respiración do solo está ben documentada (Hadas et al., 1996; Carpenter-Boggs et al., 2000), así como o efecto positivo sobre determinadas actividades enzimáticas (Perucci, 1990, 1992). Forge et al. (2003) observaron o incremento de poboacións de protozoos e nematodos bacterívoros, mentres que o incremento das poboacións de vermes tras a adición de compost foi observado por Leroy et al. (2007). Ademais, o compost incrementa a protección dos cultivos fronte a enfermidades, e está demostrado o seu efecto beneficioso na rizosfera dos cultivos (Hoitink et al., 2005).

Hai que indicar tamén algunhas vantaxes adicionais que supoñen para este fin os vermicompost. Arancon et al. (2008) indicaron que os incrementos observados na xerminación e produción vexetal de petunias crecidas en invernadoiro con diversos vermicompost non estaban relacionadas co estatus nutritivo, senón con dous factores principais: (1) a mellora das propiedades físicas do medio, especialmente a capacidade de retención de auga e a drenaxe, e (2) efectos biolóxicos como o incremento das actividades enzimáticas e das poboacións microbianas, e a presenza de substancias de efectos hormonais e reguladores, e ácidos húmicos. A actividade dos vermes podería promover a produción de citoquininas e auxinas, que teñen efectos positivos sobre o crecemento das plantas a doses baixas (Krishnamoorthy e Vajranabiah, 1986). Este tipo de substancias de acción fitohormonal poden ser adsorbidas polas complexas estruturas dos ácidos húmicos presentes no vermicompost (Canellas et al., 2000), actuando conxuntamente, posto que tamén os ácidos húmicos son beneficiosos para o desenvolvemento vexetal.

Finalmente, a materia orgánica do solo ten un papel esencial no ciclo global do carbono e polo tanto na concentración de CO<sub>2</sub> atmosférico, sendo a principal reserva de carbono da superficie terrestre, e estimándose o potencial de secuestro do solo entre 0,4-1,2 Gt de carbono por ano (Lal, 2004). O uso de compost na revexetación de espazos degradados ou na posta en uso de terreos baldíos e improdutivos (marxinais), así como en solos agrícolas, para incrementar os contidos en materia orgánica e a produción vexetal, contribúe ao secuestro de carbono por parte da vexetación e do solo, ao incrementar a produtividade vexetal e a biomasa microbiana (Lal, 2004).

### 2.4.1. Aplicación como emenda de solos agrícolas

Xa se comentou que un dos problemas máis importantes dos solos agrícolas é a perda de materia orgánica, polo que a aplicación de compost como emenda orgánica en solos de cultivo é un dos seus usos máis importantes. Os niveis de materia orgánica nos solos son o resultado do balance entre a incorporación de substancias orgánicas e a súa mineralización. En sistemas naturais, os solos presentan contidos estacionarios de materia orgánica porque as incorporacións e as perdas están compensadas. Sen embargo, en solos de cultivo existen evidencias de que frecuentemente a materia orgánica non se repón adecuadamente dando lugar a contidos baixos de materia orgánica (Comisión das Comunidades Europeas, 2002).

O descenso de materia orgánica dos solos agrícolas débese a varios factores, principalmente de tipo produtivo: as prácticas agrícolas durante o século vinte baseáronse amplamente na utilización de fertilizantes químicos pensados para extraer o máximo rendemento posible das colleitas, sen ter en conta a importancia das funcións da materia orgánica no solo, nun sistema no que non se compensaron as retiradas de materia orgánica coas colleitas. A escala local, actuaron tamén factores socioeconómicos de diversa índole. Por exemplo, no caso de Galiza deuse unha profunda crise na agricultura durante os anos 60 e 70 como consecuencia da perda de man de obra debido á emigración ao estranxeiro e ás zonas industriais do Estado. A agricultura pasou a ser un complemento das actividades que xeraban os principais ingresos, como a pesca, a construción e a industria. Simultaneamente, a gandería comezou un proceso de transformación tendente á concentración en explotacións intensivas con unha agricultura independente do gando. Deste modo, a agricultura e a gandería desvinculáronse, e nas zonas de maior concentración de explotacións gandeiras, en moitas ocasións, a superficie das áreas cultivadas non era suficiente para absorber a cantidade de esterco e xurros producidos polo gando, mentres que nas zonas nas que retrocederon estas explotacións a dispoñibilidade de esterco tamén descendeu. Como resultado, nas zonas con un exceso de produción de esterco estes poden chegar a ser un problema de contaminación ambiental, mentres que nas zonas con escaseza dos mesmos descendeu o contido en materia orgánica dos solos de cultivo debido ao abandono das prácticas tradicionais de abonado (Domínguez et al., 2002).

Tradicionalmente usouse o esterco para compensar as perdas de materia orgánica e nutrientes retirados do solo polas colleitas. Na actualidade, a utilización de outras fontes de materia orgánica é imprescindible, especialmente tendo en conta que a gandería e a agricultura atópanse practicamente dissociadas e nos terreos dedicados á agricultura intensiva non sempre se dispón deste tipo de abonos orgánicos. A compostaxe dos residuos producidos nas propias explotacións agrícolas (ou a súa adición directa) é unha práctica viable que se leva a cabo case con calquera tipo de material, véxase por exemplo Ferrer et al. (2001), Flavel et al. (2005),

Arvanitoyannis et al. (2006), e Pardini et al. (2008) sobre o uso de compost de bagazo de uva e outros residuos vitivinícolas; Sáinz et al. (2000) sobre o uso de compost de residuos da industria da oliva; Leroy et al. (2008a) sobre o uso de compost de residuos de froitas e vexetais; Pérez-Piqueres et al. (2006) sobre o uso de compost de restos de poda e outros residuos vexetais, entre outros.

O uso de compost de RSU ou de lodos de EDAR está moi estendido, debido en parte á enorme cantidade que se produce destes residuos. Sobre o uso de compost de RSU, véxanse por exemplo os traballos de Dalzell et al. (1987), Shiralipour et al. (1998), González Ferreira e Centeno Ameijeiras, (1999), Soliva e Paulet (2001), Domínguez (2003), Barral et al. (2004), ou Hargreaves et al. (2008), entre outros moitos.

#### **2.4.2. Aplicación en restauración de solos degradados**

Xa vimos con anterioridade que a perda de materia orgánica é un factor fundamental na degradación do solo, polo que o uso de emendas orgánicas é moi habitual na restauración de solos degradados case por calquera causa. Ademais, o feito de que as cantidades utilizadas sexan sobre unha orde de magnitude maiores que en agricultura (Sopper, 1992), fai que a restauración de solos degradados sexa unha aplicación que podería asumir grandes cantidades de compost.

A fertilización orgánica é unha das estratexias máis apropiadas nestes casos, pois ao mesmo tempo que se incrementa de modo inmediato o contido en materia orgánica (sen agardar a que esta se acumule como resultado dos aportes da vexetación restaurada), tamén se aportan nitróxeno e fósforo en formas dispoñibles, e poboacións microbianas capaces de restablecer os ciclos bioxeoquímicos. A complexación de metais tóxicos como o cobre, a mellora das propiedades físicas, e a corrección de valores de pH extremos son outros efectos positivos agardados da adición de materia orgánica. Fronte á adición de fertilizantes inorgánicos para o mesmo fin, a fertilización orgánica ten unha serie de vantaxes (Williamson et al., 2003):

- Pódense engadir cantidades relativamente elevadas sen provocar danos ambientais.
- Reduce a necesidade de traballos de coidados posteriores dada a maior duración da materia orgánica no solo.
- Proporciona nutrientes nun amplo rango de dispoñibilidades.
- Os fertilizantes inorgánicos poden producir acidificación e aumentan o lixivado no solo, e deben ir acompañados de corrección do pH.
- A fertilización inorgánica non promove o establecemento dunha biomasa microbiana.
- A fertilización inorgánica pode agravar os problemas de salinidade, se existen (Jurinak et al., 1987).

A fertilización inorgánica polo xeral non permite acadar a recuperación total do ecosistema que debería ser o obxectivo final do proceso de restauración. No mellor dos casos, o uso de fertilizantes inorgánicos precisa de moito traballo e adicións repetidas durante anos, tarefas que non se realizan polo xeral. Os niveis de materia orgánica e nitróxeno redúcense co tempo e as propiedades físicas e biolóxicas desfavorables impiden o desenvolvemento de ciclos estables para o carbono e o nitróxeno, polo que a cuberta vexetal existente se deteriora antes de que poida mellorar as condicións do solo (Sopper, 1992).

A fertilización orgánica está moi estendida en traballos de restauración, aínda que os materiais usados maioritariamente son os lodos de EDAR. Existen moitas experiencias de adición de lodos de depuradora, que polo xeral producen incrementos do rendemento vexetal superiores aos fertilizantes inorgánicos, tanto no crecemento de árbores como en herbáceas. Os problemas observados en relación ao seu uso teñen que ver cos elevados contidos en metais pesados, especialmente Cu, Zn, Cr, Pb, Cd e Ni, e tamén co incremento da condutividade eléctrica (Sopper, 1992). Ademais dos lodos de depuradora, tamén se usan outros residuos orgánicos en restauración, tales como esterco, lodos de papeleiras, serraduras e outros materiais leñosos (Haering et al., 2000), ou residuos agrícolas de diversos tipos (Romero et al., 2005), aínda que o uso dalgúns destes materiais, por exemplo o esterco, está limitado por razóns económicas (Haering et al., 2000).

A utilización de materiais compostados en restauración está menos estendida, pero existen estudos suficientes para demostrar a súa viabilidade en diferentes condicións. O compost ten aplicación na recuperación de solos áridos e salinos (Pascual et al., 1999; Tejada et al., 2006; Sastre-Conde et al., 2007), solos degradados por abandono da actividade agrícola (Pascual et al., 2000) ou por incendios forestais (Guerrero et al., 2000, 2001; Larchevêque et al., 2005). Tamén existen estudos de aplicación de compost en solos contaminados con diversos tipos de substancias orgánicas (Semple et al., 2001; Lobo et al., 2003; Fernández-Bayo et al., 2007; Lee et al., 2008). Gadepalle et al. (2007) revisaron varios traballos sobre o uso de compost en solos contaminados por metais pesados (Cu, Zn, Pb) e As, observándose que na maioría dos casos a adición de compost reduce a biodispoñibilidade e a cantidade de elementos tóxicos tomada polas plantas, inmovilizando os elementos en formas pouco solubles. Este efecto, no caso do arsénico, débese á súa adsorción sobre a materia orgánica (Cao e Ma., 2004), e no caso do cobre á formación de complexos coa materia orgánica (Kiikkilä et al., 2002). A capacidade da materia orgánica para complexar catións metálicos fai que o uso do compost para inmovilizar metais pesados en solos contaminados ou efluentes industriais sexa actualmente unha importante liña de investigación (Kocasooy e Güvener, 2009).

O compost tense utilizado tamén na recuperación de solos degradados por explotacións mineiras de distintos tipos: da minería da lousa (Rowe et al., 2005); da minería do carbón (Vetterlein et al., 1999; Emmerling et al., 2000; Lukesová, 2001; Leifeld et al., 2001; Von

Willert e Stehouwer, 2003; Mercuri et al., 2005; Shukla et al., 2005); lodos vermellos do tratamento da bauxita (Fortim e Karam, 1998); da minería metálica, afectados por elevadas concentracións de metais pesados como Pb, Zn, Ni e Cu (Bagatto e Shorthouse, 2000; Ye et al., 2000; Romero et al., 2005; Chiu et al., 2006; O'Dell et al., 2007), ademais de As (Mench et al., 2003), e por drenaxes ácidas (Neagoe et al., 2005); pozos de extracción de gas (Larney et al., 2003); depósitos de minerais pesados (Stolt et al., 2001), minas de xofre (Walker, 2003), e de diamantes (Van Resburg et al., 2004). Os principais efectos positivos do compost observados por estes autores son incrementos das concentracións de materia orgánica e nutrientes, corrección da acidez, mellora da supervivencia das especies plantadas, incremento das actividades enzimáticas e das poboacións de diversos organismos (Kielhorn et al., 1999; Emmerling e Paulsch, 2001; Lukesová, 2001), e incrementos da produtividade vexetal.

### **2.4.3. Aplicación na elaboración de substratos**

Un substrato é calquera medio que se utilice para cultivar plantas en contenedor, entendendo por tal calquera recipiente de altura limitada e coa súa base a presión atmosférica, o que os diferencia dun solo en que están illados pola súa base e con drenaxe libre (Burés, 1997). Os substratos hortícolas están ligados ao desenvolvemento do cultivo sen solo, desde que se presentou a necesidade de cultivar plantas fóra do seu medio natural. O número de materiais que se poden utilizar como substrato é moi amplo, e frecuentemente utilízanse mesturas de materiais diferentes para conseguir mellores condicións. Os cultivos de hortalizas utilizan principalmente substratos inorgánicos, como a perlita, mentres que a produción de plantas ornamentais en maceta, de plantóns hortícolas e de especies leñosas en viveiros utilizan substratos orgánicos baseados en turba (Carmona e Abad, 2008).

Nos últimos vinte anos, a demanda de materiais orgánicos baratos incrementouse notablemente no sector agrícola europeo, debido á expansión da produción en invernadoiro e dos cultivos sen solo, principalmente na produción de planta ornamental. Tradicionalmente, os materiais para substratos seleccionáronse en base principalmente á súa dispoñibilidade, custo, e facilidade de manexo (Burés, 1997). Os materiais residuais derivados de procesos agrícolas ou industriais están gañando importancia neste terreo na actualidade como substitutos da turba debido ao seu baixo custo, e á existencia nalgúns zonas de restricións á extracción de turba de *Sphagnum* xa que se trata dun recurso non renovable en zonas de elevado valor ecolóxico e arqueolóxico (Abad et al., 2001).

Abad et al. (2001) realizaron un inventario de materiais susceptibles de ser utilizados como substratos ou compoñentes de substratos, entre eles algúns materiais compostados, e Carmona e Abad (2008) realizaron unha ampla revisión de tipos de compost utilizados como substratos na bibliografía, que inclúen codia de piñeiro compostada, compost de lodos de

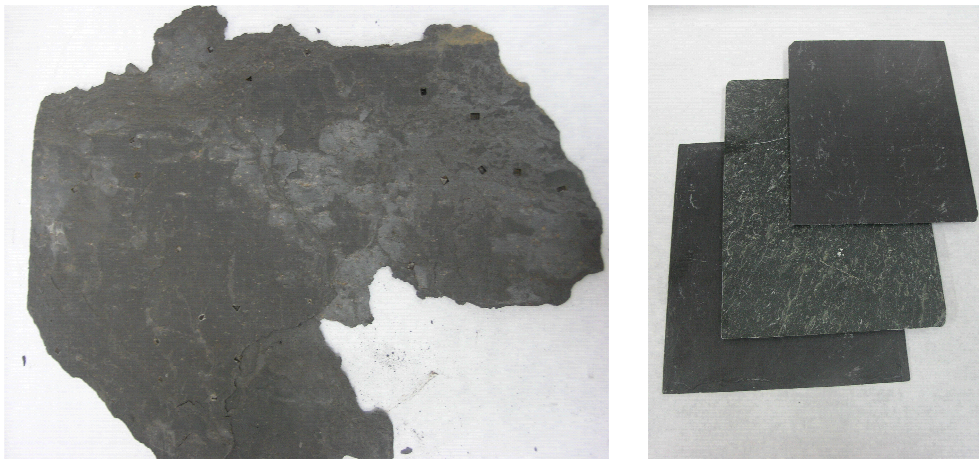
EDAR, compost de RSU, compost de esterco, de restos vexetais, de bagazo de uva, de residuos de cultivos hortícolas, etc. Como se ve, son numerosos os materiais orgánicos que se poden utilizar para este fin, aínda que hai que ter moi en conta as cuestións relativas á calidade do compost. Hai que indicar que o nivel de esixencia da calidade do compost para este uso é moi alto posto que se vai utilizar puro ou en mesturas como mínimo ao 25% con outros materiais (Carmona e Abad, 2008).

A utilización de compost de RSU ou outros materiais como substitutos da turba na industria viveirista e hortícola de Galiza é posible, como demostran os traballos do noso propio grupo de investigación, realizados no marco do proxecto nacional AGL 2003-08958 (Barral et al., 2006, 2007b; Moldes et al., 2006, 2007a; Cendón et al., 2008).

### 3. A INDUSTRIA DA LOUSA

#### 3.1. ASPECTOS XEOLÓXICOS

A lousa é unha rocha metamórfica compacta, de gran fino (normalmente menor de 75  $\mu\text{m}$ ), que se caracteriza pola súa elevada fisibilidade (tendencia a separarse en láminas), que neste material se denomina “pizarrosidade”. Este tipo de exfoliación débese á orientación preferencial dos filosilicatos (moscovita e clorita), e o espaciado dos planos está controlado polo diámetro dos grans de cuarzo. Esta propiedade permite que a rocha poida ser exfoliada a favor das superficies de pizarrosidade en placas delgadas de caras subparalelas, do cal deriva a súa principal aplicación industrial: a fabricación de lousas para cubertas de edificios (Lombardero e Quereda, 1992; García-Guinea et al., 1997).



*Figura 12. Esquerda: fotografía dunha lousa (obsérvense os ocos deixados polas piritas tras oxidarse e desaparecer). Dereita: pezas de lousa rematadas e preparadas para o seu uso (colección do Departamento de Edafoloxía, Facultade de Farmacia).*

A lousa fórmase por metamorfismo de grao baixo de rochas sedimentarias, durante a compresión e deformación dunha cunca sedimentaria debida a un evento oroxénico. A deformación dá lugar a pregos nas rochas sedimentarias, e os minerais das arxilas recrystalizan en forma de micas brancas e cloritas, en cristais grosos en forma de láminas, dando lugar á fábrica pizarrosa. Esta fórmase por unha combinación de rotación mecánica dos cristais herdados e recrystalización química. Os novos cristais de mica branca e clorita, que representan o 40% e o 15%, respectivamente, dunha lousa típica, medran ao longo de planos paralelos orientados normalmente á dirección de maior estrés durante o pregado. Nas lousas para tellar, a pizarrosidade enmascara as texturas sedimentarias anteriores, permitindo que a rocha se poida escindir en placas de ata catro milímetros de ancho.

A lousa está composta por filosilicatos e cuarzo como minerais principais, e pode conter cloritoide, plaxioclasa, calcita, sulfuros de ferro, materia carbonosa, ilmenita, rutilo, zircón e outros como accesorios, algúns detríticos e outros de orixe metamórfico (Lombardero e Quereda, 1992). Os filosilicatos máis comúns son cloritas ferrosas e micas brancas (illita, moscovita, paragonita). A biotita pode aparecer esporadicamente, mentres que o cloritoide é un elemento acompañante frecuente. A composición habitual das lousas que se utilizan para cubertas é 22-25% de cuarzo, 40-60% de micas brancas, 15-20% de clorita, e menos dun 5% de minerais accesorios (IGME, 1981; García-Guinea et al., 1997). Debido á súa orixe, a lousa é moito máis resistente á meteorización que outras rochas (Merriman et al., 2003). A presenza de sulfuros de ferro (pirita, pirrotina, e en ocasións arsenopirita, calcopirita e esfalerita) é moi prexudicial, pois produce manchas antiestéticas nas placas tras a súa oxidación. Os sulfuros máis oxidables son a pirrotina e a marcasita, mentres que os cristais cúbicos illados de pirita tardan varios anos en oxidarse, especialmente en ambientes pouco contaminados. Os carbonatos tamén son prexudiciais, pois ao oxidarse producen manchas festonadas brancuzcas sobre as superficies de oxidación (Lombardero e Quereda, 1992).



Figura 13. Esquerda: peza de lousa con fósiles (colección do Departamento de Edafoloxía, Facultade de Farmacia). Dereita: peza de lousa con piritas na superficie (colección do Departamento de Edafoloxía, Facultade de Bioloxía).

As lousas presentan xeralmente cor gris, azulada ou negra, aínda que tamén existen de cor vermella, púrpura e verde. A característica cor escura débese á presenza de material grafitico (Lombardero et al., 2002). As vermellas e púrpuras conteñen hematites ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), e as grises e azuladas conteñen cantidades variables de pirita ( $\text{FeS}_2$ ), mentres que as verdes poden conter altas proporcións de cinsas volcánicas. Nalgunhas lousas existen cubos de pirita ben cristalizados de varios milímetros (Merriman et al., 2003); véxase por exemplo o da Figura 14.





Figura 14. Cubos de pirita sobre lousa (peza cedida por V. Cárdenes).

A textura da lousa para tellar debe ser lepidoblástica e homoxénea, con morfoloxía de foliación continua do tipo xa descrito (pizarrosidade). Esta foliación depende do grao de orientación dos filosilicatos, do tamaño dos grans de cuarzo e da homoxeneidade da rocha. O tamaño de gran é moi importante de cara ao seu posible uso, e está relacionado coa composición. Sendo o tamaño de gran polo xeral menor de 75  $\mu\text{m}$ , pódense clasificar as lousas como de gran grosso (>50  $\mu\text{m}$ ), de gran intermedio (30-50  $\mu\text{m}$ ) e de gran fino (<35  $\mu\text{m}$ ). O tamaño de gran determínase en lámina delgada medindo o diámetro dos grans de cuarzo perpendicularmente á foliación. Tamén a homoxeneidade do tamaño de gran é importante: as lousas de gran medio e fino son as que presentan maior fisibilidade, é dicir que se separan máis facilmente en láminas, pero tamén as lousas de gran grosso teñen un alto grao de fisibilidade se son homoxéneas (Lombardero e Quereda, 1992; García-Guinea et al., 1997).

As propiedades físicas máis importantes das lousas con interese comercial resúmense na Táboa 4. Presentan porcentaxes de absorción de auga moi baixos, densidade en torno a 2,8  $\text{Mg m}^{-3}$  e unha porcentaxe de carbonatos inferior ao 1%. A densidade é menor a maior contido en cuarzo e textura máis grossa (García-Guinea et al., 1997).

Táboa 4. Propiedades físicas de lousas da Formación Casaio (Rodríguez Sastre e Calleja, 2004).

Humidade (%)	<0,004
Absorción libre (%)	0,004-0,066
Densidade real ( $\text{Mg m}^{-3}$ )	2,76-2,86
Densidade aparente ( $\text{Mg m}^{-3}$ )	2,47-2,76
Porosidade eficaz (%)	0,002-0,01

Os principais países exportadores de lousa son, por esta orde, España (máis de 600 millóns de toneladas), China (uns 250 millóns), Kirguizistán, Brasil, India e, con moito menor produción, a República Checa, Indonesia, Francia, Alemaña, Reino Unido, Italia, Portugal, Noruega, Grecia, Bélxica e Sudáfrica (British Geological Survey, 2005).

España é actualmente o primeiro produtor mundial de lousas para tellar (Cárdenes et al., 2008). Como se observa na Figura 15, os principais xacementos de lousa atópanse na parte noroeste da Península e en Estremadura, no dominio do Macizo Ibérico Hercínico, sendo os afloramentos máis importantes os de Galiza e León. Desde o punto de vista estratigráfico a Formación Pizarras de Luarca (Ordovícico Medio) constitúe o principal litotecto en toda a Península, seguido pola Formación Rozadais (Ordovícico Superior).

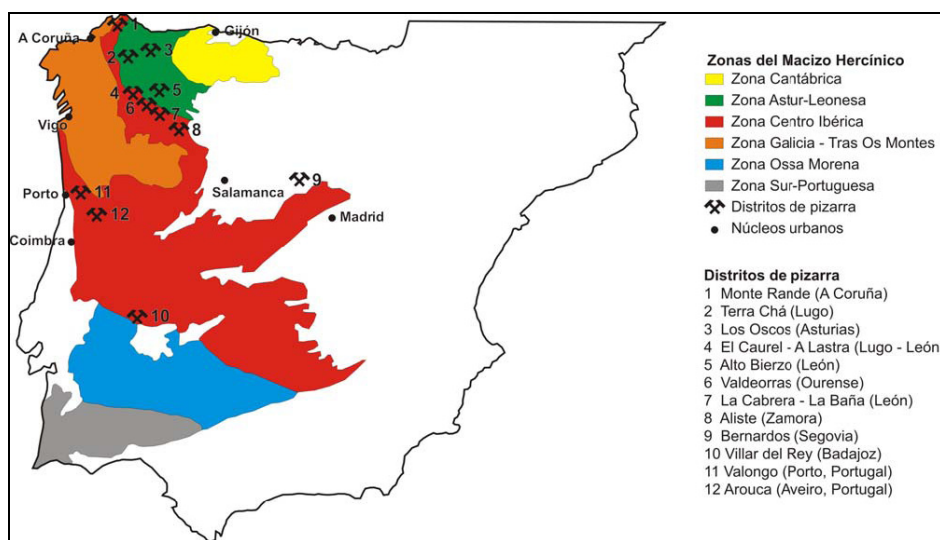


Figura 15. Mapa de zonas de extracción de lousa (reproducido de Cárdenes et al., 2008).

As principais zonas produtoras de lousa do Estado foron recentemente descritas en detalle por Cárdenes et al. (2008):

- Monte Rande (dúas explotacións activas). Situada en Ortigueira (A Coruña). Os afloramentos atópanse no flanco occidental do Anticlinorio do Olló de Sapo, e corresponden á formación Pizarras de Luarca. Os planos de estratificación e esquistosidade son practicamente verticais, e a lousa é de cor negra-gris con textura lixeiramente rugosa, e inclusións de minerais metálicos moi pequenos e dispersos.
- Terra Chá (tres explotacións activas). Varias canteiras na provincia de Lugo, na área delimitada por Mondoñedo, A Pastoriza e Pol. Explótanse lousas da serie Pizarras de Cándana do Cámbrico Inferior. Son lousas verdes e grises con textura rugosa, cubos de pirita de hasta 5 centímetros de arista perfectamente cristalizados con colas de presión de cuarzo ocasionais e diques centimétricos tamén de cuarzo. Presentan frecuentes intercalacións de areíscas e carbonatos lenticulares. O espesor total das Pizarras de Cándana varía entre 300 e 400 metros. A lousa extraída utilízase tanto para cubertas como para solados.

- Caurel - A Lastra (sete explotacións activas). As canteiras sitúanse na zona da Serra do Caurel e a Serra da Lastra, nas provincias de Lugo e Castela-León. A morfoloxía destas serras está condicionada polos afloramentos de cuarcita armoricana, por encima da que se atopa a formación Pizarras de Luarca. A lousa é de cor negra grisácea, con superficie rugosa debido a cristalizacións milimétricas de cloritoide, moi característico desta zona, e inclusións de minerais metálicos, moi pequenos e dispersos.
- Os Oscos (unha explotación activa). Na zona occidental de Asturias, preto do límite coa provincia de Lugo. As canteiras sitúanse entre o Manto de Mondoñedo e o Anticlinorio do Narcea, e o nivel estratigráfico non está ben definido, podendo corresponderse á serie dos Cabos ou ás Pizarras de Luarca. A lousa é de cor negro e presenta inclusións ocasionais de sulfuros de ferro e carbonatos.
- Valdeorras (unhas setenta explotacións activas). Como xa se dixo, esta zona é o maior distrito louseiro do mundo. Os afloramentos localízanse no dominio do Sinclinorio de Truchas, na Zona Centro Ibérica. As principais formacións produtivas do Sinclinorio de Truchas son a Formación Pizarras de Luarca, Formación Casaio, Formación Rozadais e Formación Losadilla (Barros, 1989), localizadas no Ordovícico Medio e Superior, que está representado por unha serie de cuarcitas, lousas e areíscas. Extráense diversos tipos de lousa, con propiedades que varían dependendo da formación da que proceda. A Formación Pizarras de Luarca caracterízase por rochas masivas de cor negra e alta fisibilidade. Nos últimos tramos da unidade presentan abundantes sulfuros de ferro en forma de cubos de ata un centímetro de arista, ou moldes de gasterópodos pirrotinizados. As Formacións Casaio e Rozadais presentan lousas grises, con fisibilidade media e frecuentes intercalacións areíscas e sulfuros de ferro ocasionais. A Formación Losadilla é de carácter fundamentalmente cuarcítico e alberga poucas explotacións. A lousa é de cor gris, sen sulfuros de ferro e con carbonatos esporádicos. A Formación Pizarras de Soldón, do Ordovícico Inferior (Tremadoc), aflora na zona de San Vicente de Leira, na macroestrutura coñecida como Anticlinal do Piornal. A lousa é de cor gris escura con boa fisibilidade e abundancia de sulfuros de ferro.
- Alto Bierzo (dúas explotacións activas). As canteiras atópanse na comarca de Laciana (León), ao norte do Sinclinorio de Vega de Espinareda. Explótase a Formación Pizarras de Luarca situada no Anticlinorio do Narcea, na Zona Astur Leonesa. A lousa é de cor grisácea con fisibilidade media.
- La Cabrera (seis explotacións activas). A Serra de la Cabrera atópase no límite meridional da provincia de León coa provincia de Ourense. Os afloramentos atópanse tanto no flanco sur como norte do Sinclinorio de Truchas, pero a maioría están no flanco sur, moito menos alterado tectonicamente que o norte. A formación que se

explota principalmente é a Formación Rozadais. A lousa desta zona é tipicamente máis rugosa, de cor gris e con poucos sulfuros de ferro.

- Aliste (tres explotacións activas). Nesta zona da provincia de Zamora existen dous litotectos de lousa de distintas idades. O primeiro está situado no val do río Aliste, e os niveis que se explotan pertencen ao Ordovícico medio do Sinclinal de Alcañices. A sucesión estratigráfica é equivalente ás Pizarras de Luarca do Sinclinorio de Truchas e presenta unha lousa negra con acios de piritas cúbicas microscópicas moi característicos. O segundo litotecto, de idade silúrica, localízase ao longo do val do río Cebal. A lousa é de cor gris clara, sen sulfuros de ferro e con boa fisibilidade, aínda que na actualidade non se explota.
- Bernardos (dúas explotacións activas). Canteiras situadas en Bernardos, ao sur da provincia de Segovia. As lousas, de gran groso, alternando grises e negras, presentan unha elevada porcentaxe de cuarzo e escasos sulfuros de ferro. Extráense das Capas de Santa María, pertencentes ao Complexo Pizarroso–Grauwackico da Zona Centro Ibérica, de idade Cámbrica-Precámbrica.
- Villar del Rey (unha explotación activa). Os afloramentos están situados entre a Zona Lusitano-Alcúdica e a Zona de Ossa Morena, na provincia de Badajoz. Explótanse os niveis entre o Silúrico Superior e o Devónico Medio no Sinclinal de La Codosera. A lousa é negra con inclusións de sulfuros de ferro.

### 3.2. ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

A industria de explotación de lousa é un dos sectores máis importantes da industria de Galiza, tanto por facturación como por volume de vendas ao exterior, número de empregados, e peso dentro da produción total do Estado. Xa se dixo que España é actualmente o maior produtor de lousa do mundo; para o período 2002-2006, a porcentaxe de vendas no mercado mundial foi do 65% en dólares e do 60% en toneladas (Cárdenes et al., 2008). A produción anual en Galiza superou na última década as 500.000 toneladas, destinándose preto do noventa por cento á exportación, e as empresas louseiras están entre as primeiras de Galiza por ingresos e facturación, aínda a pesar da fragmentación do sector (existen actualmente máis de cen empresas dedicadas á extracción desta rocha). Por exemplo, no ano 2004 extraéronse 641.441 t de lousa en Galiza (o que representa máis do setenta por cento da produción estatal) chegando a unha facturación lixeiramente superior aos 274 millóns de euros (sobre un total de 376 millóns). As exportacións de lousa de Galiza para o ano 2006 foron de 421.000 t, o que significou o 65% das exportacións de lousa do Estado (Federación Española de la Piedra Natural, 2007), mentres

que no ano 2007 a provincia de Ourense exportou 428.400 t, o que representa o 64% das exportacións totais de lousa do Estado (La Región, 14/5/2008).

A comarca de Valdeorras é con diferenza a zona de extracción de lousa máis importante do Estado e, polo tanto, tamén do mundo. Dela saen aproximadamente as dúas terceiras partes da produción nacional de lousa, sendo de lonxe o primeiro produto de exportación da provincia de Ourense (con máis do 70% do total) e o quinto de Galiza. A maioría das explotacións de lousa de Galiza concéntranse nesta comarca, con canteiras nos concellos de Carballeda (o 95%, concretamente) e Vilamartín, e naves de elaboración en case todos os concellos.

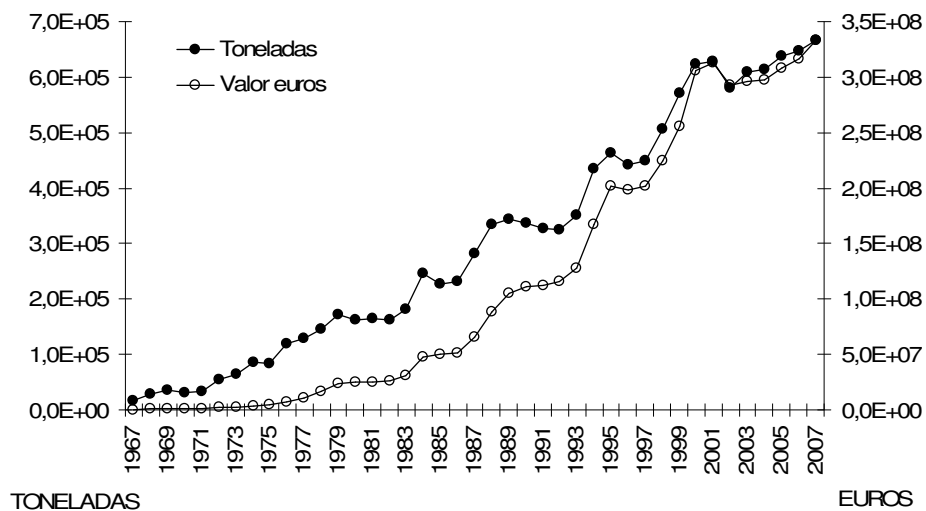


Figura 16. Exportacións de lousa elaborada no Estado. Elaboración propia a partir de San Román (2000), Federación Española de la Piedra Natural (2005), e datos publicados en La Voz de Galicia e La Región.

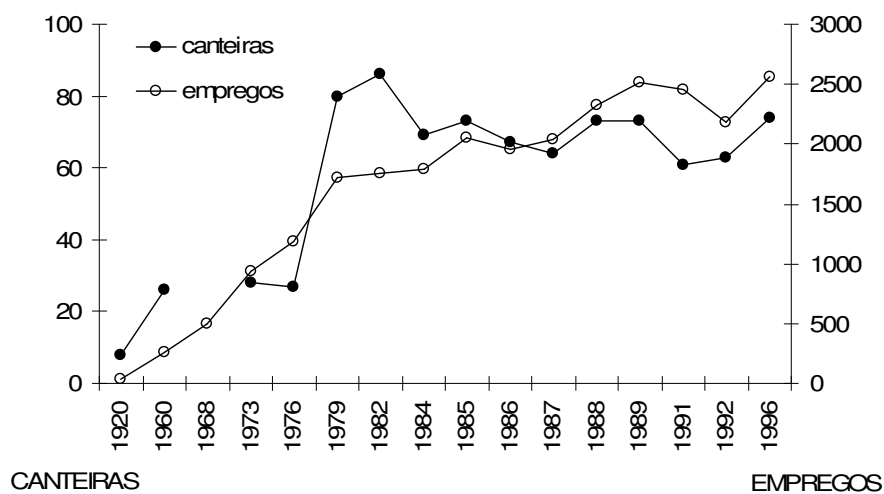


Figura 17. Evolución do número de canteiras e de empregos na extracción e elaboración de lousa en Valdeorras. Elaboración propia a partir de San Román (2000) e García Yáñez (2005).

A extracción e elaboración da lousa ocupa uns 6.100 postos de traballo directos en España (Federación Española de la Piedra Natural, 2005), e máis de 3.000 só na comarca de Valdeorras (3.313 no ano 2006), estimándose en máis de 10.000 os empregos indirectos nesta comarca. Hai que ter en conta que as industrias extractivas levan asociada unha importante industria auxiliar que lles proporciona os útiles necesarios para a extracción e produción; este conxunto de industrias paralelas está formado polos fabricantes de maquinaria, abrasivos, ferramentas diamantadas, e anclaxes (Federación Española de la Piedra Natural, 2005), creando elevados beneficios, de modo que os municipios de Carballeda e O Barco (a cabeceira comarcal) están entre os de renda media máis alta de toda Galiza (San Román, 2000).

É evidente que existen grandes beneficios socioeconómicos derivados da explotación da lousa, beneficios que son comúns ao desenvolvemento de actividades mineiras en calquera espazo: por unha parte, esta industria deu lugar a períodos de grandes beneficios económicos para aqueles que explotaron o recurso, e coiunturalmente para as comunidades locais, que reciben unha transferencia da riqueza por vía da remuneración polo traballo directo e outra pequena parte na construción de infraestruturas. Tamén se produciu unha chegada crecente de capitais, con fortes inversións nas plantas de transformación, dando lugar a unha importante expansión do sector da construción, ocupado na realización de infraestruturas de comunicación, naves industriais, e vivendas para acomodar o incremento de poboación. A minería eleva as rendas e produce un rápido transvase de poboación desde outros sectores produtivos, no caso de Valdeorras o sector agrogandeiro, producíndose así unha forte dependencia da actividade mineira. A economía familiar pasa a ser moi vulnerable ante calquera eventualidade negativa na extracción da rocha, e ante a caída da rendibilidade da extracción debido a un descenso dos prezos, produtividade á baixa, ou subida dos custes salariais, as consecuencias socioeconómicas para a zona poden ser moi graves: hai que ter en conta que nos concellos afectados pola lousa, o sector ocupaba o 47% da poboación activa no ano 2001. A isto hai que engadir que a degradación do territorio pode (cando menos) dificultar a reconversión dos terreos para calquera uso posterior (Lois et al., 2008). Este e outros aspectos negativos da extracción da lousa relativos á degradación ambiental abordaranse en profundidade máis adiante.

A explotación da lousa en Valdeorras é recente, e aínda que as primeiras explotacións son de finais do século dezanove, ata a década de 1960 non comezou a explotación intensiva, dándose un aumento moi brusco da produción nos anos setenta como consecuencia da mecanización de diversos procesos industriais no sector, que permitiron incrementar a produción, e o establecemento dos primeiros contactos comerciais co exterior, que permitiron incrementar as vendas, grazas tamén á posición vantaxosa no mercado exterior.

Rodríguez González (1997) atribúe esta situación de vantaxe a dous tipos de factores. En primeiro lugar, a redución progresiva da produción nos países tradicionalmente produtores de lousa a partir dos anos corenta, debido á existencia de varias dificultades:

- a escasa rendibilidade dos xacementos máis antigos, xa bastante esgotados, con métodos de explotación subterránea en moitos casos
- incremento dos salarios tras a guerra, e a conflitividade laboral
- fracaso no intento de mecanización dos procesos de elaboración, debido á fragilidade dos materiais (como se verá máis adiante, na actualidade este continúa sendo un proceso semiartesanal)
- elevado custo de colocación da lousa con respecto a outros produtos artificiais alternativos
- os problemas ambientais, moi tidos en conta en países cun grao importante de desenvolvemento, nos que o cumprimento da normativa a este respecto implicaba custos adicionais<sup>2</sup>.

A segunda serie de factores refírense á situación do sector dentro do Estado:

- nos anos sesenta existían xacementos abundantes e de moi boa calidade, explotables a ceo aberto
- dispoñibilidade de man de obra barata e abundante
- ningunha sensibilidade polos aspectos ambientais.

Esta conxunción de factores deu como resultado o incremento da produción de lousa desde os anos setenta ata hoxe. Na Figura 18 obsérvase como se incrementou a produtividade das canteiras ao inicio da explotación intensiva durante os anos setenta con respecto aos seus inicios a primeiros do século pasado.

Actualmente, sen embargo, a explotación das canteiras de lousa en Valdeorras atravesará importantes dificultades. Segundo a Xunta de Galicia (1995) estas dificultades son a falta de dimensionado óptimo das canteiras, e a dificultade de construción e explotación de entulleiras a medio e longo prazo. Estas son consecuencia da falta de coordinación e conxunción de obxectivos entre os explotadores (hai que recordar a atomización das explotacións) e ademais, das características orográficas adversas: as elevadas pendentes das zonas de explotación (superiores en ocasións ao 55%), unidas á falta de estrutura dos entullos, fan que moitas entulleiras sexan inestables, provocando o deslizamento dos materiais das entulleiras ladeira abaixo, destruindo a vexetación e o solo ao seu paso e dando lugar nalgúns casos á interrupción dos cauces dos ríos próximos, ao seu embalsamento e incluso ao cambio do seu curso (San Román, 1996).

---

<sup>2</sup> Con respecto a isto, resulta irónico que actualmente o sector denuncie a competencia máis ou menos desleal de China e Brasil, países onde a regulación ambiental e laboral é menos restritiva que en Europa (Federación Española de la Piedra Natural, 2003).

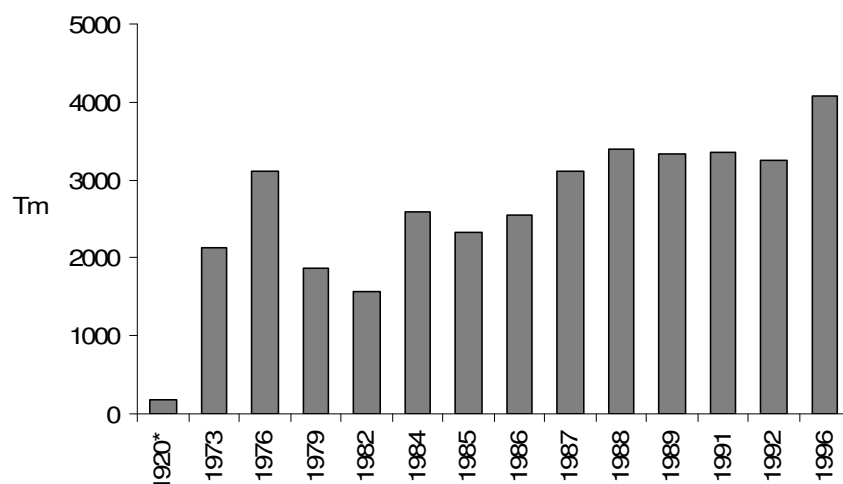


Figura 18. Toneladas de lousa comercializadas por cada canteira en explotación en Galiza. Elaboración propia a partir de San Román (2000) e García Yáñez (2005). A produción para 1920 calculouse a partir dos datos de volume extraído, utilizando un peso específico para a lousa de  $2,8 \text{ g cm}^{-3}$ .

Rodríguez González (1997) indicou posteriormente e de maneira máis detallada os problemas que afectan á explotación da lousa en Valdeorras na actualidade:

- Normativa: non existe unha normativa específica para a lousa e outras rochas ornamentais, que se encadran dentro do apartado C da Lei de Minas de 1973.
- Inventarios de recursos e traballos de prospección: aínda que están localizadas de forma xenérica as zonas onde se explotan xacementos e outras de recursos potenciais, existe un certo descoñecemento canto á calidade e a cantidade dos mesmos. Por outra banda, abrir canteiras sen investigar previamente, baseándose unicamente no coñecemento xenérico da zona, conleva explotar con elevado risco. Aínda que a situación neste sentido mellorou nos últimos anos, seguen a faltar traballos técnicos previos á apertura de canteiras, o cal se fai cada vez máis imprescindible tendo en conta que as condicións de explotabilidade das canteiras son cada vez peores.
- Minifundismo: a mediados dos setenta iniciouse un crecemento importante do número de explotacións de lousa conformando unha estrutura produtiva minifundista a nivel de explotación. Aínda que se xerou un proceso de concentración que continúa hoxe en día, esta circunstancia segue a ter considerables consecuencias: a nivel ambiental a máis importante é a dispersión dos residuos en abundantes entulleiras.
- Problemas medioambientais (que se comentarán máis adiante).

Deixando a un lado polo momento os problemas ambientais, o aspecto referido ás reservas de lousa é o máis problemático. Non existen estudos precisos globais sobre as reservas que existen



na actualidade en Galiza. No estudio realizado pola Xunta de Galicia (1991) afirmábase que o potencial mineiro canto á lousa era incalculable debido a que as formacións de Pizarras de Luarca e de Agüeda teñen unha distribución moi ampla. Esta circunstancia tomábase como xustificación para argumentar que era irreal estimar recursos ou reservas a nivel global, o cal soamente era posible a escala local. As estimacións posteriores realizadas mediante o Plan Director de Valdeorras falan de recursos probables ou reservas xeolóxicas da orde de 73 millóns de metros cúbicos en tres áreas de Valdeorras (Rodríguez González et al., 2005). Parece pois que o potencial mineiro da lousa é importante polo momento, pero con dous condicionantes: que a extracción das reservas potenciais sexa rendible economicamente (o cal depende de factores externos), e que non existan impedimentos ambientais para a extracción (hai que ter en conta que algúns dos espazos potencialmente explotables están afectados pola Rede Natura). Ademais, o recente anuncio da próxima declaración da Serra do Eixe como Parque Natural vai ser motivo seguramente de máis polémica arredor deste tema.



*Figura 19. Canteira de extracción de lousa en Carballeda de Valdeorras (Ourense): obsérvese a extracción da rocha en frontes escalonadas. Fotografía: V. Cárdenes.*

### **3.3. ASPECTOS PRODUTIVOS**

A explotación da lousa consta de dúas etapas ben diferenciadas: a extracción da rocha, nos xacementos, e o seu procesado, nos centros de elaboración ou naves. Unha vez que se decide o

emprazamento da explotación procédese á limpeza das capas que cobren a zona do xacemento, retirando todo o material que cubre a rocha: canto máis profunda sexa a veta, maior cantidade de estériles hai que retirar. Unha vez descuberto o filón, comézase a preparar a masa produtiva para a súa extracción mediante a creación de frontes escalonadas seguindo os planos de estratificación da rocha; así preténdese reducir o uso de explosivos. A rocha extráese principalmente con máquinas cortadoras de disco ou de fio diamantado, obténdose así enormes bloques de varias toneladas chamados *rachóns*. Este proceso, chamado arranque, é o que produce maior cantidade de residuos, chegando a representar o 80 por cento do material arrancado. Os rachóns transpórtanse en bruto ás naves de elaboración, que na actualidade sitúanse en lugares de doada comunicación, polo xeral distantes varios kilómetros da canteira.



*Figura 20. Interior dunha nave de elaboración de lousa (Carballeda de Valdeorras, Ourense). Como se pode ver, esta actividade precisa unha grande cantidade de man de obra. Fotografía: V. Cárdenes.*

Nas naves de elaboración os rachóns son procesados para convertelos en lousas ao longo de varias etapas: primeiramente lévase a cabo unha exfoliación con cuñas e mazas ou martelos pneumáticos, na cal se prepara o rachón para o serrado, dividíndoo en bloques de menor grosor. A continuación ten lugar o serrado, que se realiza en máquinas serradoras con discos diamantados, e do cal saen pezas pequenas chamadas *tochos*, que deben ser traballadas para adaptarse ás medidas comerciais. As dúas últimas fases do proceso, o labrado e o corte, realízanse a man e son a parte máis importante do traballo. Para o labrado os bloques serrados introdúcense en cubas de auga antes de chegar aos labradores, que lle dan a cada peza o grosor preciso (de 3 a 5 mm) mediante cinceis e martelos. O corte realízase con tesoiras de pedal para



darlles a forma e dimensións definitivas ás pezas labradas. Por último, no caso da lousa para cubertas, practícanse dúas ou catro perforacións a cada peza, que servirán para a súa colocación nas cubertas de edificios (IGME, 1975; Rodríguez González, 1992).



Figura 21. Características “jaulas” de lousa, preparadas para a súa comercialización.

Como se verá máis adiante, o complexo sistema de corte da lousa e a fragilidade das lousas (compárense por exemplo coas pezas que se comercializan de granito para ter unha idea da diferenza) impiden a redución de man de obra habitual noutras industrias, o que se representa máis graficamente na Figura 22, na que se observa que nos últimos trinta anos a produtividade por traballador a duras penas se incrementou.

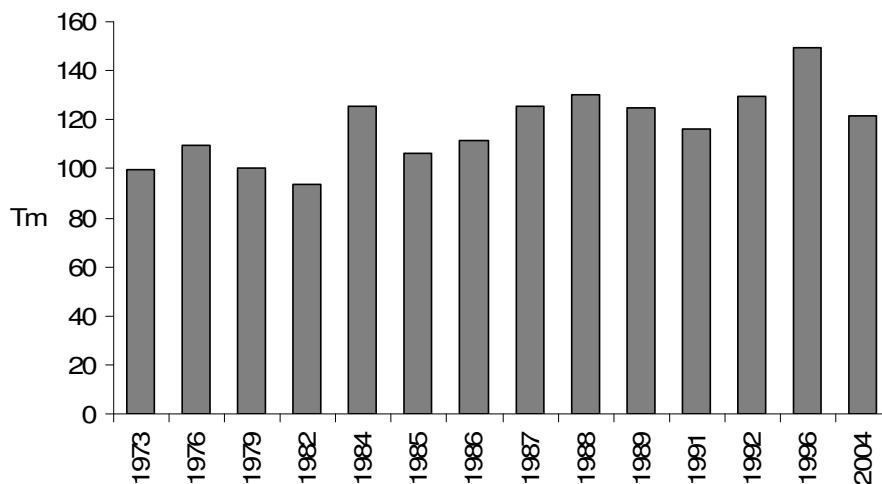


Figura 22. Toneladas de lousa comercializadas por cada emprego. Elaboración propia a partir de San Román (2000) e Federación Española de la Piedra Natural (2005).

Hai que indicar que na actualidade a industria da lousa dedica importantes esforzos ao desenvolvemento de métodos de corte que permitan evitar a dependencia da man de obra humana neste paso, que é característico desta industria e que impide acadar os graos de mecanización doutros sectores mineiros. Cabe citar como exemplo os traballos de corte con láser realizados na Universidade de Vigo (Boutinguiza et al., 2002). A problemática do sector neste aspecto queda ben descrita no resumo deste traballo (a tradución é nosa):

actualmente, a elaboración da lousa lévase a cabo de modo maioritariamente manual, con emisións de ruído e po e resultando inseguro para o traballador. Polo tanto, existe a necesidade de introducir novos métodos de procesado para mellorar tanto as condicións de traballo como a calidade do produto

onde a redución de custos que se conseguiría coa mecanización do paso de labrado non se menciona como motivo e resulta en cambio substituída pola preocupación polas condicións de traballo, aínda que os autores parecen ignorar que non son as partes do traballo manuais as que crean as condicións inseguras para o traballador nas naves de elaboración. Con respecto ao problema real que representa para o sector a inseguridade para os traballadores derivada das emisións de po, bastará ler a noticia aparecida con data de 24 de setembro de 2008 no xornal La Región, na que se di o seguinte (a tradución é nosa):

O presidente da Asociación Galega de Pizarristas [...] reclamou unha moratoria na aplicación da nova normativa de po nas naves -que fixa os niveis permitidos-, ao estimar “incumprible” a súa aplicación [...]. A moratoria permitiría ao sector afrontar en mellores condicións o actual momento de crise.

#### **3.4. ASPECTOS AMBIENTAIS**

Xa se mencionou con anterioridade que a degradación ambiental asociada á extracción da lousa é un grave problema con consecuencias que van máis alá das puramente ambientais. A extensión e gravidade da degradación dificulta a reconversión dos terreos mineiros a outras actividades, e provoca un progresivo transvase da poboación desde as zonas de extracción aos núcleos de poboación próximos. Lois et al. (2008) describen moi graficamente esta situación, dicindo que o forte impacto ambiental destes terreos os acaba por facer “altamente repulsivos para o asentamento humano”.



Figura 23. Imaxe aérea da zona de extracción de lousa, nos concellos de Carballeda de Valdeorras (Ourense) e Puente de Domingo Flórez (León). Fonte: Google Earth.

### 3.4.1. Impacto ambiental xeral

A práctica totalidade dos xacementos de lousa son explotados en réxime de ceo aberto (só existen en Galiza dúas explotacións subterráneas). Este tipo de explotacións poden ser causa e orixe de fortes impactos ambientais, debido principalmente aos grandes volumes de materiais que se moven creando ocos e entulleiras que cambian a fisiografía da zona e alteran as características produtivas do terreo, dando lugar a efectos contaminantes, ecolóxicos e paisaxísticos, alá onde se localiza a operación mineira e transcendendo aos seus arredores nalgúns casos. En síntese, os principais impactos serían: (1) a desaparición do uso produtivo anterior; (2) o incremento da erosión hídrica e eólica da zona ao desaparecer a cuberta vexetal protectora e expor ás condicións climáticas locais o solo e os materiais acumulados; (3) a contaminación da atmosfera e das augas superficiais e subterráneas polos procesos da operación mineira e por substancias tóxicas provenientes dela e dos materiais extraídos; e (4) a degradación da paisaxe (ITGE, 1992).

En particular, as actividades de extracción de lousa son moi lesivas para o medio terrestre, alterando drasticamente os procesos xeofísicos, os solos, e a paisaxe. As explotacións modifican as características visuais da zona alterando a calidade paisaxística, a través da introdución de elementos artificiais, e liñas, formas, cores e texturas discordantes cos do entorno. Por outra banda, incrementase o risco de desprendementos, deslizamentos ou afundimentos motivados polos grandes movementos de terras, incrementase a sedimentación



augas abaixo, producida pola creación de entulleiras e infraestruturas, e aumenta o risco de subsidencia producida pola creación de entulleiras. Tamén aumenta o risco de erosión derivado directamente das operacións extractivas e da creación de taludes e entulleiras, e indirectamente da eliminación dos solos e a cuberta vexetal protectora (ITGE, 1992).



*Figura 24. Vista xeral dunha explotación de lousa na que se aprecia o desmonte de terreo para chegar ao filón explotable (Carballada de Valdeorras, Ourense).*

O impacto sobre os solos é o común nas explotacións mineiras a ceo aberto, sendo os problemas máis graves a retirada do solo na zona de extracción e o selado dos solos próximos pola acumulación dos residuos da explotación. Doutra banda, a aparición de taludes de forte pendente como consecuencia dos movementos de terra dificulta o desenvolvemento da vexetación polo incremento da erosión hídrica e a inestabilidade do terreo.

Outro problema é o difícil acceso ás explotacións e ás entulleiras, o cal representa un problema engadido de cara á súa rehabilitación. De feito, a situación marxinal das canteiras provoca que o primeiro impacto medioambiental se produza previamente ao comezo da explotación, dado que se fai imprescindible o trazado e apertura de pistas para chegar á canteira e para sacar o entullo e trasladar a rocha ás naves de elaboración. Estas pistas, trazadas sen cunetas nin sistemas para evacuar a auga, desencadean procesos xeomorfolóxicos de arrastre e erosión nas vertentes onde se constrúen, rematando co fráxil equilibrio destas zonas montañosas (San Román, 1996).

O enorme volume de residuos xerados nas explotacións é sen dúbida o maior problema asociado á industria da lousa. Estes residuos almacénanse en entulleiras que, dado o volume de material que se produce, necesariamente son de dimensións xigantescas. A maior parte do entullo é lousa sen valor comercial, aínda que tamén inclúe cuarcitas, cuarzo, e outros materiais, que van parar sen excepción ao entorno dos ríos Sil e Casaio, xa que actualmente non se lle dan usos alternativos a estes materiais, e posto que existe ademais o costume de utilizar os cauces dos ríos para o seu vertido (González Cinieza et al., 1997).

Como agravante, a maioría das canteiras de lousa de Valdeorras están situadas na Serra do Eixe, no concello de Carballeda, nos vales fluviais do río Casaio e os seus afluentes, o Valborraz e o San Xil; no val de Riodolas, no regato de Ricosende; e noutras zonas de alta montaña, incluso a máis de 1600 metros de altitude. A Serra do Eixe aséntase principalmente sobre lousas e cuarcitas, con intercalacións de areíscas polas súas marxes setentrionais e centrais, xunto con granitos, migmatitas e afloramentos de ollo de sapo (Pérez Alberti, 1982); é un espazo natural de grande interese, que conta coas maiores alturas de Galiza, incluíndo Pena Trevinca, por riba dos dous mil metros. Entre os seus diversos valores están a súa beleza paisaxística, a presenza de restos glaciares e a existencia do único bosque de teixos (*Taxus baccata*) da Península Ibérica. Este bosque, composto por varios centenares de exemplares, é un relictos de vexetación posiblemente da era Terciaria, cando esas ximnospermas eran máis abundantes que na actualidade, e que demanda urxentes medidas protectoras (Rigueiro, 2003).



Figura 25. Serra do Eixe. Fotografía: R. Pérez.





*Figura 26. Vista dunha entulleira na que se aprecian fragmentos de lousa de diversos tamaños (Carballeda de Valdeorras, Ourense). Á esquerda, en segundo termo, acumulación de entulleiras nunha ladeira na Portela do Trigal, e ao fondo á dereita, Pena Trevinca.*



### 3.4.2. Producción de residuos

Os datos sobre produción de residuos na industria da lousa consisten en estimacións realizadas a partires das cantidades extraídas ou comercializadas. González Nicieza et al. (1997) estimaron a produción anual de residuos a primeiros dos noventa, cando a produción era dunhas 400.000 toneladas, en torno a cinco millóns de metros cúbicos (uns 10-15 millóns de toneladas supoñendo unha densidade de entre 2 e 3 Mg m<sup>-3</sup>), correspondentes a un rango de entre 8 e 18 m<sup>3</sup> de residuos por tonelada de lousa comercializada, o que significaría un aproveitamento do material extraído de entre o 2 e o 4%. Aínda que non existan datos exactos, parece haber un certo consenso sobre a porcentaxe de aproveitamento do material extraído, que estaría entre o 1 e o 5% (San Román, 2000). Segundo estas estimacións, e tendo en conta que a comercialización de lousa elaborada procedente de Galiza está en torno ás 600.000 toneladas anuais, a produción de residuos podería oscilar actualmente entre os 11 e os 60 millóns de toneladas por ano.



Figura 27. Acumulación de lodos de serrado no Trigal (Carballeda de Valdeorras, Ourense).

Podemos dividir os residuos producidos na industria da lousa en dous tipos: aqueles de maior tamaño producidos durante a apertura do oco e as primeiras fases da elaboración, que representan a maior porcentaxe das entulleiras, e os residuos finos producidos en forma de lodo durante diversos momentos da elaboración. Durante o procesado da lousa nas naves consúmense enormes cantidades de auga, especialmente durante o serrado, dado que as máquinas deben refrixerarse cunha corrente de auga, e durante a exfoliación, na que os rachóns

son humedecidos para facilitar o traballo. Ao tratarse dunha operación mecánica de corte, o que se produce é unha trituración da rocha dando lugar a un lodo composto por fragmentos finos da rocha orixe, e partículas derivadas do desgaste progresivo dos elementos empregados no corte. A isto hai que engadir o uso de axentes coagulantes ou floculantes no proceso de deshidratación dos lodos. Estimase que só na comarca de Valdeorras pódense estar a producir anualmente en torno a 120 mil toneladas de lodos (Álvarez et al., 2000), que significarían unicamente en torno ao 1% do total de residuos estimados.

A nivel normativo, a Instrución Técnica de Residuos ITR/01.0/04 (Consellería de Medio Ambiente, 2005) regula a xestión dos residuos de extracción e elaboración de rochas ornamentais considerados inertes, que son os resultantes dalgúns ou todos os procesos seguintes:

- serrado de bloques con teares multicinta
- serrado de bloques con discos diamantados ou fíos diamantados
- acabados de pranchas de rocha sempre que neste proceso non se incorpore ningún elemento nin aditivo que poida alterar a clasificación como inerte do residuo resultante
- corte secundario con discos ou similar
- acabado secundario, coas mesmas prevencións que para o de pranchas de rocha

A definición de residuos inertes establece que o residuo non sufra alteracións que puideran modificar a súa composición, polo que, aínda que nun principio os lodos de lousa clasificaríanse como inertes, habería que ter en conta a concentración de sulfuros, pois a súa oxidación e conseguinte produción de drenaxes ácidas podería implicar un cambio de clasificación.

A ITR define os posibles destinos que se lle poden dar a estes residuos, aparte da entrega a un xestor autorizado de residuos:

- Utilización en depósitos xeotécnicos, previa autorización pola Dirección Xeral.
- Utilización como material de restauración de canteiras, previa aprobación do proxecto de restauración pola Consellería de Innovación.
- Utilización como materia prima secundaria.

Os lodos de lousa non teñen actualmente ningún uso establecido, e a investigación sobre o seu aproveitamento céntrase na fabricación de pezas cerámicas para a construción mediante prensado e sinterizado (Catarino et al., 2003; Cambronerero et al., 2005), fabricación de cemento (Silva e Peres, 2006), recheo de microporos na produción de asfalto, illante de muros, e como áridos (Catarino et al., 2003; Campos et al., 2004; Souza e Mansur, 2004). No Plan de Xestión de Residuos Industriais e Solos Contaminados de Galicia (Xunta de Galicia, 2000) propúñase o aproveitamento dos lodos na fabricación de cementos e pinturas, agardando unha redución de 55.000 toneladas para o ano 2000. Aínda que o uso dos residuos finos da minería en

restauración está suficientemente estudiado (Hossner e Hons, 1992), a investigación sobre o caso particular dos lodos de lousa limitábase ata fai pouco a uns poucos traballos (Álvarez et al., 2000; Rowe et al., 2005; Garzón et al., 2006).

### 3.4.3. Propiedades das entulleiras

Os estudos sobre as propiedades particulares dos residuos e entulleiras da industria da lousa son escasos, pero son suficientes para facernos unha idea das características xerais destes materiais, especialmente coñecendo as propiedades da rocha e os procesos aos que se ve sometida durante as distintas fases de elaboración. A continuación faise unha lista das propiedades comúns en residuos mineiros que poden aparecer en entulleiras de lousa, con especial atención a aquelas que poidan ser limitantes para o desenvolvemento vexetal.



*Figura 28. Superficie típica dunha entulleira de lousa (O Barco de Valdeorras, Ourense). Nótase o amoreamento de bloques grandes sobre unha capa inferior compactada formada por residuos finos.*

#### ***Propiedades físicas***

Unha propiedade común é a diversidade granulométrica dos materiais, con presenza de limos e arxilas xunto a bloques de gran tamaño, aínda que habitualmente predominan os fragmentos grandes de rochas sobre o material fino ( $< 2$  mm). Dáse ademais unha grande variación, tanto

vertical como horizontal, das propiedades físicas, debido á estratificación durante o depósito nos lugares de vertido de residuos e á selección de diferentes tamaños de partícula ao longo do procesado. As texturas extremas, con elevados contidos en areas, arxilas ou limos, son comúns nestes materiais, aínda que a baixa proporción de elementos finos dá lugar principalmente a texturas grosas e estruturas pouco desenvolvidas e inestables (Hossner e Hons, 1992).

A compactación excesiva é outro problema habitual, provocado polo paso de maquinaria pesada, que tamén se produce durante os traballos de restauración. A compactación provoca a destrución da estrutura do solo, incrementase a densidade aparente, e prodúcese unha redución do tamaño dos poros que dificulta a capacidade de enraizamento, pois valores de densidade aparente por riba de 1,5-1,7 Mg m<sup>-3</sup>, segundo os autores, son os límites para a penetración das raíces e, polo tanto, para o desenvolvemento da vexetación (Joost et al., 1987; Hossner e Hons, 1992). A presenza de superficies compactadas reduce a dispoñibilidade de auga e nutrientes para as plantas, así como a aireación, e aumenta o risco de erosión (Soane, 1982).

Dado que a estrutura é unha propiedade tipicamente edáfica, en entulleiras e solos de mina esta é moi débil ou inexistente (Dollhopf e Postle, 1988), e o seu desenvolvemento é moi lento (Tate, 1985). Outro problema é a elevada inestabilidade das partículas primarias, que cando se expoñen por primeira vez ao ambiente superficial, aos ciclos de xeo-desxeo, etc., meteorízanse moi rapidamente (Haigh e Sansom, 1999). A permeabilidade é máis baixa que en solos naturais debido á perda da estrutura, a destrución da continuidade dos poros do solo, os baixos contidos en materia orgánica e a compactación (Dollhopf e Postle, 1988), e a infiltración está moi limitada debido ademais ás elevadas pendentes. Todo isto tradúcese en maior susceptibilidade á erosión por auga e vento.

A erosión é o outro problema fundamental asociado ás actividades extractivas (Dollhopf e Postle, 1988). Nas zonas degradadas por actividades mineiras a ceo aberto, os materiais vertidos poden presentar problemas de estabilidade superficial, que inhiben o desenvolvemento da rizosfera. As perdas por erosión en entulleiras sen revexetar son moito maiores que en calquera outro solo sen vexetación, e o seu potencial para a produción de sedimentos é enorme, dando lugar a diversos efectos negativos nos ecosistemas circundantes (West e Wali, 1999). A elevada susceptibilidade á erosión é unha consecuencia da combinación de varios factores que se verán a continuación, como a falta de materia orgánica, a debilidade da estrutura ou a escasa permeabilidade.

### ***Propiedades químicas***

As entulleiras e solos de mina teñen propiedades químicas moi variables, pois a súa composición depende do mineral ou rocha que se extrae, do modo de extracción, dos

tratamentos aos que se somete, do tipo e cantidade de residuos que se producen, das condicións climáticas, da topografía, da existencia ou non de cuberta vexetal, ou das labores de restauración, entre outros. Normalmente presentan maior complexidade química con respecto á rocha orixinal, debido á adición doutras substancias durante a actividade.

Un problema habitual é a acidez, que no caso da lousa está asociada á presenza de sulfuros metálicos (como a piritita ou a pirrotina), que dan lugar a procesos de acidificación intensa dos solos e as augas debido á súa oxidación cando se expoñen ao osíxeno atmosférico (Mays et al., 2000). Como consecuencia da oxidación dos sulfuros e da elevada evaporación superficial que pode ter lugar nestes materiais, poden aparecer problemas de salinidade. A orixe dos materiais que conforman as entulleiras determina que existan importantes deficiencias de nutrientes asimilables para as plantas. A deficiencia de nitróxeno e fósforo é unha característica practicamente común a todos os residuos mineiros (Hossner e Hons, 1992; Vetterlein et al., 1999; Mays et al., 2000). Ademais, algúns elementos tóxicos (arsénico e metais pesados) poderían atoparse en concentracións anormalmente altas e suficientes para impedir o desenvolvemento vexetal, especialmente en combinación con valores baixos de pH (Sopper, 1992).

### ***Propiedades biolóxicas***

A ausencia de materia orgánica é unha característica típica das entulleiras e solos de mina, e representa un grave problema para a súa revexetación, posto que ademais de proporcionar nutrientes, a materia orgánica mellora as propiedades físicas, aumenta as posicións de cambio de catións, atenuando o lavado de nutrientes, e facilita a instauración de poboacións microbianas que non existen nestes materiais (Tate, 1985), xa que non é de agardar a presenza de ningún tipo de microorganismos nin actividade biolóxica neste tipo de materiais no momento do seu vertido. Por isto, a súa presenza e evolución dependen da instauración e permanencia dunha cuberta vexetal. As dificultades para o desenvolvemento espontáneo da vexetación observadas nas entulleiras son consecuencia da combinación das limitacións físicas e químicas descritas con anterioridade, e que deben ser corrixiadas nas labores de restauración.

#### **3.4.4. Restauración de impactos ambientais**

A pesar da obrigatoriedade establecida na lexislación, actualmente a restauración dos danos ocasionados por la industria da lousa é a excepción máis que a regra. En decembro de 1995 firmouse o primeiro pacto ambiental entre a Xunta de Galicia e as empresas louseiras galegas, para solucionar os danos medioambientais que cada vez eran máis evidentes. No ano 2001, e ante o escaso avance producido desde a sinatura do pacto, asinouse un novo Protocolo de



Colaboración co Ministerio de Medio Ambiente (Estado Español, 2001), no cal se acordaba o reparto dos gastos entre as distintas administracións públicas para a recuperación dun total de 120 hectáreas de entulleiras en Valdeorras nun prazo de cinco anos; este deu lugar á sinatura, no ano 2003, do convenio para o financiamento de estudos para a recuperación das entulleiras, prevíndose un prazo de execución da asistencia técnica de 24 meses. Sen embargo, dous anos despois, en 2005, dos seis proxectos previstos, só tres tiñan proxecto técnico, un deles en Pacios (Lugo) e os outros dous en Valdeorras (BOE núm. 155, de 30 de xuño, e núm. 159, de 5 de xullo de 2005). Estes proxectos licitáronse ao ano seguinte (BOE núm. 135, de 7 de xuño de 2006) e os traballos realizáronse durante os anos 2007 e 2008, e consistiron nunha remodelación das pendentes das entulleiras do río Sil, que se cubriron a continuación con unha capa de solo (Figura 29), iniciándose a plantación de especies vexetais na primavera de 2008.

En xeral, segundo a lexislación vixente, as accións negativas que ocasionen as actividades mineiras sobre o medio ambiente deben ser corrixidas mediante os oportunos planos de recuperación. A restauración do impacto ambiental provocado por actividades extractivas é unha obriga recollida na lexislación estatal desde a Lei de Minas de 1973, en normas posteriores como o Real Decreto 2994/1982 sobre restauración do espazo natural afectado por actividades mineiras, e na recente Lei 3/2008 de Ordenación da Minería de Galicia. Así, xa na Lei de Minas de 1973 (Estado Español, 1973) contemplábase a obriga dos titulares de minas a pagar polos prexuízos causados ás augas superficiais e aos acuíferos, ademais da posibilidade de anular o permiso de explotación en caso de dano grave ao medio ambiente. A primeira normativa estatal que regula especificamente a recuperación dos espazos afectados por actividades mineiras é o Real Decreto 2994/1982, de 15 de outubro, sobre restauración de espazo natural afectado por actividades mineiras (Estado Español, 1982), desenvolto pola Orde de 20 de novembro de 1984, e segue sendo a principal norma neste campo. O RD 2994/1982 establece no seu artigo 1 que aqueles que realicen o aproveitamento de recursos regulamentados pola Lei de Minas de 1973, modificada pola de 5 de novembro de 1980, quedan obrigados a realizar traballos de restauración do espazo natural afectado polas labores mineiras, e sempre que se trate de explotacións a ceo aberto procederá a restauración. O solicitante de autorización de nova explotación debe presentar un Plano de Restauración do espazo natural afectado polas labores (artigo 2), indicando que a restauración debe graduarse en función da fisionomía, configuración, características, valor e utilización do solo antes do inicio das explotacións (artigo 4.3).

En xeral, segundo a lexislación vixente, as accións negativas que ocasionen as actividades mineiras sobre o medio ambiente deben ser corrixidas mediante os oportunos planos de recuperación. Sen embargo, o modo no que se debe levar a cabo a restauración non está claro, pois a definición da restauración, os seus obxectivos e os indicadores polos que se debe medir o seu éxito non se especifican claramente en ningunha destas normas. Hai que destacar que en ningún momento se seguiu o exemplo da lexislación norteamericana ao respecto, a

*Surface Mining Control and Reclamation Act*, que data xa de 1977 (U.S. Congress, 1977), e que esixe especificamente que despois da restauración se estableza

unha cuberta vexetal diversa, efectiva e permanente, coa mesma variedade estacional da zona e que teña a mesma capacidade de autorexeneración e sucesión que a vexetación natural da zona

Aínda que nesta definición non se teñen en conta explicitamente todos os aspectos do ecosistema (é dicir, os solos, as augas, e a fauna), estas condicións finais só se poden dar nun ecosistema completamente produtivo. Así pois, pode dicirse que a finalidade última da restauración é o restablecemento das funcións do ecosistema anteriores á actividade que motivou o impacto.

O mecanismo fundamental dunha restauración é acelerar os procesos naturais de colonización e sucesión vexetal, superando os factores que limitan o establecemento das plantas (Williamson et al., 2003). Dado o papel protagonista que ten a vexetación no desenvolvemento dun solo bioloxicamente produtivo, podemos afirmar que ao falar da súa recuperación o obxectivo básico é o establecemento da cuberta vexetal sobre a superficie do terreo afectado. Con independencia dos usos futuros a que se destinen os terreos recuperados, sempre é desexable o establecemento dunha cobertura vexetal que se desenvolva rapidamente; esta estabilizará os materiais e permitirá controlar a erosión, contribuirá ao desenvolvemento da estrutura do solo e á protección dos recursos hídricos tanto superficiais como subterráneos, reducirá a drenaxe de efluentes tóxicos, diminuírá o impacto paisaxístico, creará un hábitat favorable para a fauna e permitirá en definitiva recuperar a produtividade do solo e a riqueza biolóxica (Jackson, 1991; ITGE, 1992; Johnson et al., 1994). Ademais, o restablecemento das poboacións microbianas na rizosfera das plantas que medran en solos restaurados é dunha importancia vital, porque aceleran a revexetación activando os ciclos de nutrientes, e axudan á formación da estrutura do solo (Jackson, 1991).

Williamson et al. (2003), baseándose na restauración de canteiras de lousa en Gales e Estremadura, indican unha serie de aspectos que hai que ter en conta para a restauración completa dun espazo degradado:

- É preciso identificar os factores limitantes máis importantes para as plantas, que habitualmente son os nutrientes e a dispoñibilidade de auga.
- Se algunhas plantas se estableceron no sitio por colonización natural, deben ser tidas en conta, e de ser posible non deben ser tocadas.
- O seguimento a longo prazo dun hábitat novo é preciso para determinar se as asociacións da fauna e a flora se están a desenvolver segundo o previsto.
- Os materiais subsuperficiais poden ser tamén moi útiles como substrato para a vexetación, así como os residuos finos da explotación, que incluso sen adición de

materia orgánica poden reter auga e permitir o desenvolvemento das raíces; estes materiais deben ser acumulados nas zonas onde non se dispoña do suficiente solo superficial.

- O relevo debe estar en consonancia co dos arredores.
- Nos primeiros anos do establecemento da vexetación, unha fonte externa de nutrientes para as plantas debe ser engadida aos substratos minerais para un crecemento saudable das plantas ata que exista o suficiente retorno de nutrientes das follas e as raíces ao solo.
- É mellor usar semente local, e se existe suficiente, debe ser recollida dentro da mesma explotación.
- Antes de levar a cabo ningunha actuación convén realizar experimentos de campo.

A revexetación é por tanto unha etapa crucial nunha restauración, que a miúdo vai precedida do acondicionamento dos materiais para facelos máis aptos para este fin. Como paso previo e necesario ao establecemento da vexetación é imprescindible crear e preparar un substrato capaz de acoller as especies elixidas para cada caso concreto. O obxectivo da reconstrución do solo é conseguir un medio para o crecemento das plantas que teña características similares ou alomenos coas mesmas capacidades produtivas que os solos previos á explotación (Vogel, 1987). Aínda que existen evidencias de que o proceso de colonización natural pode ser moi eficaz, isto non sempre sucede, en particular nas condicións adversas de certos tipos de minería (Li, 2006). Como vimos, as superficies alteradas non presentan as características físicas, químicas nin biolóxicas necesarias para o soporte e desenvolvemento tanto da vexetación natural (colonización da area por parte das especies existentes no entorno) como das novas plantas a instalar. Así, as solucións que se adopten deben ir encamiñadas a mellorar as características texturais, estruturais, hídricas e nutricionais do substrato no que se van efectuar os traballos de restauración de modo que se asegure o desenvolvemento óptimo da vexetación a instaurar (ITGE, 1992).

Unha opción para a restauración é a conservación das capas superiores de solo retiradas durante a explotación para ser utilizadas con posterioridade, o que se denomina *capaceo*. Para isto deben retirarse de forma progresiva as capas superficiais de solo, con anterioridade ao inicio da actividade, e almacenarse por separado en montóns non excesivamente grandes para evitar o deterioro das súas propiedades edáficas (ITGE, 1992; Rate et al., 2004).

Outra opción é cubrir os solos degradados con solo importado, aínda que esta solución presenta varios problemas. O uso de solo importado con unha profundidade de alomenos 50 cm sobre residuos de toxicidade baixa a moderada é unha opción que pode ter éxito, pero que está limitada por razóns económicas, debido aos elevados custes de transporte e as limitacións de dispoñibilidade de solo (Whitbread-Abrutat, 1997). Ademais, en ocasións non é sinxelo obter o



solo que se precisa, especialmente cando se trata de recuperar grandes superficies (Li, 2006). O solo debe proceder de zonas próximas á area de explotación para non encarecer os custes.



Figura 29. Entulleira de lousa cuberta de solo importado, na marxe esquerda do río Sil (O Barco de Valdeorras, Ourense). Nótase a situación da entulleira practicamente dentro do mesmo leito do río.

Unha práctica habitual é usar os propios estériles da explotación como substrato para a revexetación, cubrindo os de granulometría máis grosa cos materiais máis finos (Fraser e McBride, 2000). Hai que ter en conta que a falta de elementos finos é un dos principais impedimentos ao asentamento dunha cuberta vexetal (ITGE, 1992). Deste modo, ao mesmo tempo que se aproveitan os residuos producidos, convértese o material estéril que compón as entulleiras en terra fértil capaz de outros usos no futuro. A granulometría fina do lodo, por tanto, faino un material adecuado para cubrir as entulleiras de cara á súa rehabilitación, xa que como vimos están constituídas case totalmente por materiais grosos. Sen embargo, hai que ter en conta que a falta de estrutura característica dos lodos podería favorecer procesos erosivos en períodos secos. A formación de costras superficiais debido á falta de estrutura do lodo é outro problema a ter en conta.

O uso de materiais importados para cubrir os estériles, no lugar de tratar de emendar os existentes *in situ*, ten varios problemas, sendo o máis evidente o divorcio entre a capa superior e a subxacente (Haigh e Sansom, 1999). En calquera dos casos, polo xeral necesítase corrixir as propiedades dos materiais utilizados para a revexetación, con dous obxectivos principais: incrementar o contido de nutrientes dispoñibles para as plantas, especialmente nitróxeno,

fósforo e potasio, e mellorar as características físicas, químicas e a capacidade de retención de auga (Jackson, 1999). Estas necesidades pódense compensar de diversos modos: adición de fertilizantes químicos, cal, ou adición de residuos doutros procesos, como lodos residuais, compost de diversas orixes, lodos de papeleiras, esterco... (Sopper, 1992; Whitbread-Abrutat, 1997; Li, 2006).

En resumo, a restauración de entulleiras e solos degradados por actividades extractivas non se limita á remodelación das superficies e a implantación inmediata dunha serie de especies vexetais. A supervivencia da vexetación a longo prazo, a integración do novo ecosistema no seu entorno, o impacto no réxime hidrolóxico, e a viabilidade dos usos futuros dos terreos restaurados, dependerán de factores ecolóxicos, entre eles moitos edafolóxicos, como o planeamento e construción dos solos restaurados, que se deben ter en conta nas etapas iniciais da restauración.

---

## XUSTIFICACIÓN E OBXECTIVOS



Entre os diversos problemas existentes en Galiza en relación á produción e xestión de residuos, nesta Tese centrámonos na xestión dos agroindustriais e mineiros, e máis concretamente nos residuos vitivinícolas, por unha parte, e nos residuos da industria de extracción e elaboración da lousa, por outra.

Debido á súa forte relación con ambos tipos de residuos, a comarca de Valdeorras (Ourense) está moi ligada a esta Tese. Por unha parte, Valdeorras é unha zona vitivinícola de longa tradición, e conta con denominación de orixe recoñecida en 1945, con unha superficie de 1330 hectáreas inscritas na Denominación de Orixe, e moitas máis non incluídas nela, e unha produción anual en torno aos seis millóns de kilogramos de uva, polo que a produción de residuos vitivinícolas nesta comarca é considerable. Por outra banda, a comarca de Valdeorras é unha das principais zonas de extracción e elaboración de lousa para tellar a nivel mundial, e a produción de residuos e as áreas afectadas por entulleiras debidas a esta industria son un grave problema ambiental concentrado nun espazo reducido.

A produción de residuos debida a ambas actividades industriais coincide polo tanto nesta comarca e parece razoable o seu estudio conxunto. Así, o obxectivo global desta Tese sería o seu tratamento conxunto para reducir o impacto ambiental de ambas actividades, pero especialmente o da extracción e elaboración de lousa, que é o de máis gravidade.

O aproveitamento de cada un destes residuos é o tema principal dunha parte da Tese. Na primeira parte estúdiouse basicamente a estabilización de residuos vitivinícolas mediante compostaxe, realizándose varios experimentos de compostaxe con bagazo esgotado, lías de vinificación, e bagazo hidrolizado (residuo da obtención de medios fermentativos), a diversas escalas e por diferentes procedementos, estudiándose tanto o desenvolvemento do proceso como as propiedades máis relevantes dos compost finais. Complementariamente, nun dos experimentos avalíouse tamén a descontaminación da fracción líquida das vinazas a través de tratamentos de adsorción dos compostos coloreados.

Na segunda parte avalíouse o posible uso en restauración de entulleiras dos lodos finos producidos durante o serrado da lousa, unha vez corrixidas as súas propiedades a través da emenda con varios dos compost de bagazo de uva obtidos na primeira parte. Ademais da caracterización dos lodos de lousa, realizáronse experimentos de laboratorio, invernadoiro e campo, nos que se estudaron as propiedades das mesturas dos lodos e os compost, tendo en conta que estas mesturas poderían constituir as superficies finais das entulleiras de lousa de cara ás labores de restauración, actuando como un solo no que asentaría unha cuberta vexetal permanente.

Os obxectivos principais desta Tese Doutoral poden resumirse do seguinte modo:

- (1) Avaliar o tratamento de residuos orgánicos vitivinícolas mediante compostaxe e coñecer en detalle o proceso.
- (2) Avaliar as propiedades agronómicas de compost de residuos vitivinícolas elaborados por diferentes procedementos.
- (3) Coñecer as propiedades dos lodos de serrado da lousa, especialmente aquelas que afectan á súa fertilidade potencial, e avaliar os cambios físicos, químicos e biolóxicos necesarios para converter os lodos de lousa nun substrato adecuado para a revexetación de entulleiras.
- (4) Investigar en qué medida a emenda dos lodos de lousa con compost de bagazo inflúe dun modo positivo ou negativo nas súas propiedades de cara á revexetación.

---

TRATAMENTO DE RESIDUOS DA INDUSTRIA

VITIVINÍCOLA





## 1. PLAN DE TRABAJO

O obxectivo principal da primeira parte desta Tese é o estudo do tratamento de residuos da industria vitivinícola, aplicando unha tecnoloxía limpa e pouco contaminante como é a compostaxe, de cara á produción de emendas orgánicas utilizables en restauración. Para isto establecéronse unha serie de obxectivos parciais:

1. Caracterización dos residuos da industria vitivinícola bagazo esgotado, lías de vinificación, e bagazo hidrolizado.
2. Estudio da compostaxe dos residuos da industria vitivinícola a varias escalas, e por diferentes métodos de compostaxe, e avaliación das propiedades agronómicas dos produtos finais.
3. Estudio da posible diminución do impacto ambiental provocado pola fracción líquida das vinazas mediante a adsorción de compostos coloreados utilizando distintos substratos entre os que se inclúe un vermicompost de bagazo.
4. Obtención de compost e vermicompost de bagazo para os experimentos de utilización en restauración da segunda parte da Tese.

Para acadar estes obxectivos leváronse a cabo a seguinte serie de experimentos, segundo o plan de traballo que se esquematiza na Figura 30.

1. Optimización da co-compostaxe de bagazo hidrolizado e lías de vinificación. Realizouse un experimento de compostaxe en laboratorio no que o bagazo de uva hidrolizado someteuse durante dous meses a distintas condicións de compostaxe, seleccionadas usando un deseño factorial incompleto de 15 experimentos a tres niveis. As variables estudadas foron a cantidade de lías de vinificación e carbonato cálcico engadidas ao bagazo hidrolizado, e a temperatura de compostaxe. Con este experimento preténdese conseguir unhas condicións óptimas para a compostaxe do bagazo de uva hidrolizado xunto coas lías de vinificación, e estudar a influencia da temperatura nas características do compost final.

2. Compostaxe de bagazo e co-compostaxe de bagazo hidrolizado e lías a escala de laboratorio. Realizouse un experimento de maior duración que o recollido no apartado 1, no que se seguiu a evolución do proceso de compostaxe de bagazo e dunha mestura de bagazo hidrolizado e lías, a través da análise extensiva de parámetros físicos, químicos e biolóxicos ao longo do proceso.

3. Eliminación de compuestos coloreados das vinazas. O aproveitamento das lías deixa como residuo unha fracción líquida coloreada que non é susceptible de compostaxe (as vinazas), e que produce un impacto visual e ambiental bastante importante. Neste experimento utilizáronse varios compost e outros residuos como adsorbentes para a retirada dos compuestos coloreados das vinazas.

4. Compostaxe e vermicompostaxe de bagazo esgotado a escala piloto. Para avaliar a posibilidade da compostaxe de bagazo fóra do laboratorio, realizouse un experimento a media escala no que se produciron simultaneamente dous compost de bagazo, o primeiro mediante compostaxe, e o segundo mediante vermicompostaxe. As propiedades dos produtos finais foron comparadas coas de dous vermicompost de bagazo producidos a escala industrial, mediante unha extensa caracterización física, química e biolóxica. A finalidade deste experimento foi tamén conseguir os materiais necesarios para os estudos de restauración que conforman a segunda parte da Tese.

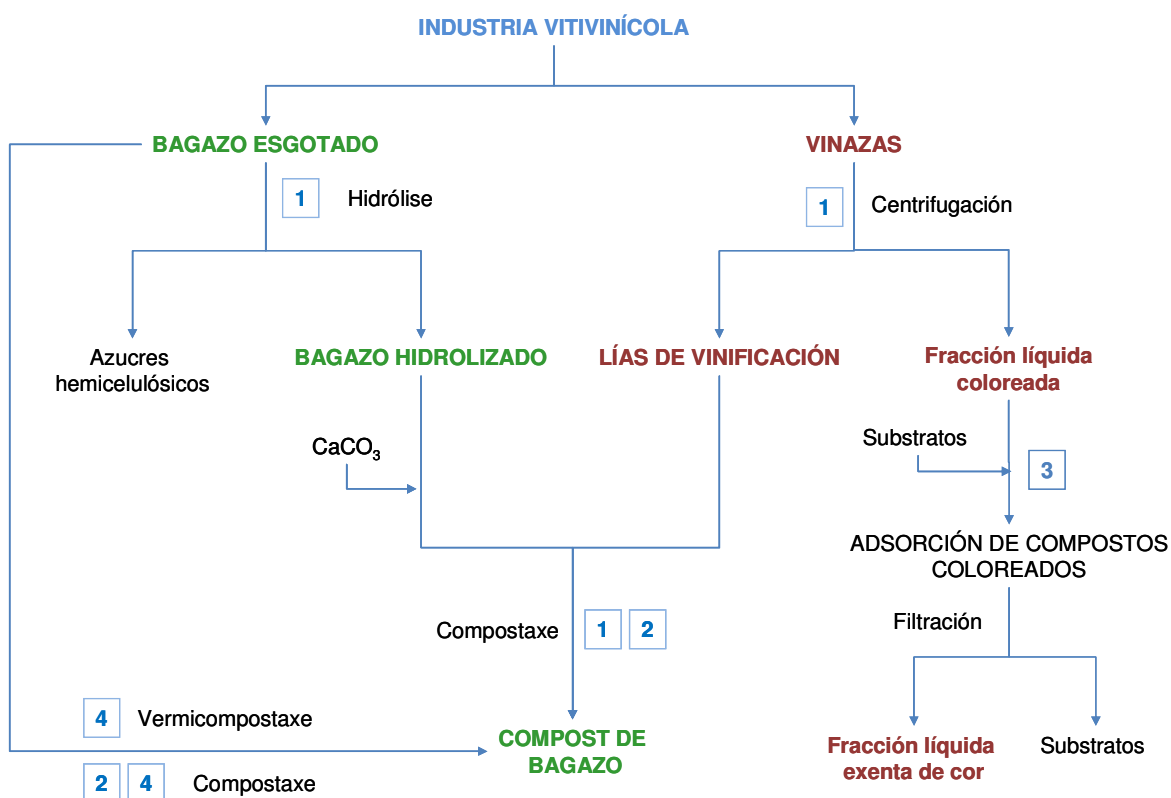


Figura 30. Esquema do plan de traballo da primeira parte da Tese.

## 2. MATERIAIS

### 2.1. Bagazo esgotado

Nos experimentos de compostaxe en laboratorio utilizouse un bagazo esgotado, da elaboración de viño branco, proporcionado pola Cooperativa Vitivinícola do Ribeiro (Ourense), e procedente da campaña 2002. Conservouse a  $-4^{\circ}\text{C}$  ata a súa utilización.



*Figura 31. Bagazo esgotado de uva utilizado nos experimentos.*

Por outra banda, para a produción de compost e vermicompost utilizados nos experimentos de restauración da segunda parte, utilizouse un bagazo esgotado, tamén da elaboración de viño branco, proporcionado pola empresa Godeval S.A.T. (O Barco), e procedente da campaña 2004. A diferenza do anterior, este bagazo foi despalillado, polo que non contiña escoballos.

### 2.2. Bagazo hidrolizado

En base a traballos previos de aproveitamento de residuos da industria vitivinícola para a obtención de ácido láctico e biosurfactantes (Rivera et al., 2007), avalíouse a posibilidade de compostar o bagazo unha vez hidrolizado para a obtención de medios fermentativos, polo que o aproveitamento da fracción sólida deste proceso daría lugar a unha reciclaxe completa dos residuos. O plan consiste en extraer as hemicelulosas do bagazo e compostar o residuo sólido (Figura 32).

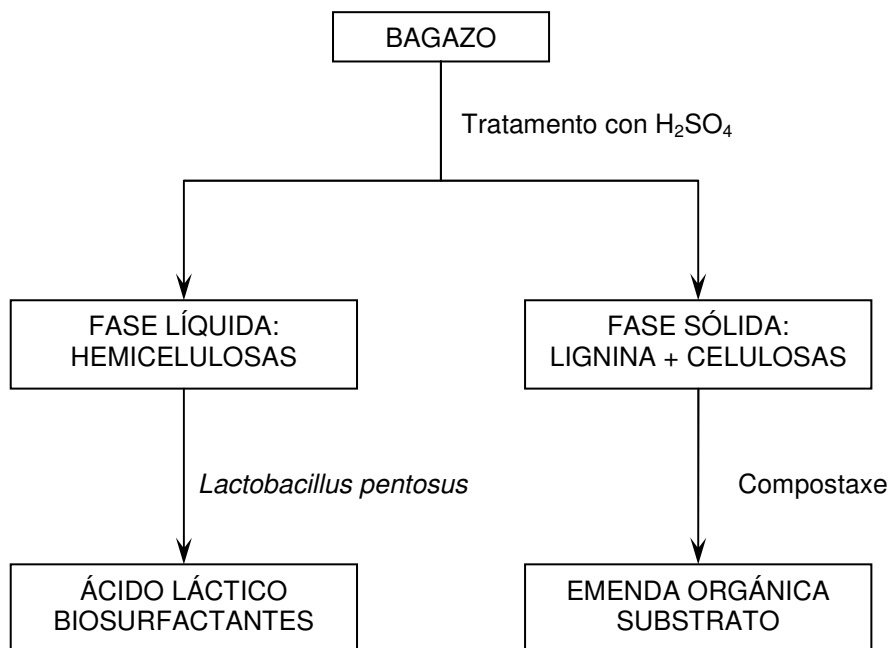


Figura 32. Diagrama dun posible tratamento integral do bagazo de uva.

Para realizar a hidrólise do bagazo, cinco kilogramos de bagazo esgotado tratáronse no autoclave con ácido sulfúrico ao 3%, a 130°C durante 30 minutos. A continuación deixouse enfriar e filtrouse. En teoría, no extracto están os produtos da hidrólise das hemicelulosas, basicamente xilosa, glicosa, arabinosa, e aldehidos como furfural, e no sólido quedan a lignina e a celulosa. Este sólido, o bagazo hidrolizado, é o que se someteu ao experimento de compostaxe. Como se observa na Figura 33, o aspecto do bagazo hidrolizado é notablemente distinto ao do bagazo antes da hidrólise.



Figura 33. Bagazo esgotado de uva hidrolizado.

Unha das razóns de investigar a viabilidade da compostaxe deste residuo é que o tratamento de hidrólise pode dar lugar á aparición de substancias tóxicas non existentes previamente no

bagazo, como por exemplo inhibidores microbianos (Parekh et al., 1987), de efecto incerto no proceso de compostaxe.

### **2.3. Lías de vinificación**

As lías utilizadas nos experimentos de compostaxe foron proporcionadas pola Cooperativa Vitivinícola do Ribeiro (Ourense), procedentes das campañas de 2002 e 2004, estando formadas por materiais de diferentes trasfegas. As lías separáronse das vinazas por centrifugación.

### **2.4. Vinazas**

No experimento de adsorción de compostos coloreados utilizáronse dous tipos de vinazas da elaboración de viño tinto (unhas destiladas e outras sen destilar), proporcionadas pola Cooperativa Vitivinícola do Ribeiro (Ourense), e procedentes da campaña do 2002.

### 3. METODOLOXÍA

#### 3.1. DESCRICIÓN DOS EXPERIMENTOS

##### 3.1.1. Co-compostaxe de bagazo de uva hidrolizado e lías de vinificación

Co fin de avaliar a viabilidade da compostaxe conxunta de bagazo hidrolizado e lías de vinificación deseñouse un experimento para estudar a influencia da temperatura, a adición de lías de vinificación e de  $\text{CaCO}_3$  no proceso de compostaxe e nas propiedades finais do compost. A adición de  $\text{CaCO}_3$  realizouse para compensar o pH ácido dos materiais de partida, tanto das lías como do bagazo hidrolizado, e a elevada salinidade deste último, debida tamén ao ácido sulfúrico, que se reduce tras a precipitación de  $\text{CaSO}_4$ . Dado que un estudio sistemático dos efectos de cada unha destas variables requiriría unha enorme cantidade de traballo experimental, usouse un deseño factorial incompleto  $3^3$  (Box et al., 1978) no que se ensaian tres variables a tres niveis. Os datos experimentais obtidos permiten a elaboración de modelos empíricos para describir as relacións entre estas variables e outras propiedades que se determinen con posterioridade. Varios grupos de investigación teñen utilizado métodos fenomenolóxicos baseados en deseños experimentais para estudar procesos químicos ou biolóxicos en materiais lignocelulósicos (Parajó et al., 1995; Roberto et al., 1995; Alves et al., 1998; Mayerhoff et al., 1998; Silva e Roberto, 1999), no deseño de substratos para horticultura (Moldes et al., 2007a), ou na determinación das condicións óptimas para a extracción de fitopigmentos en sedimentos fluviais de fondo (Devesa et al., 2007). Para o deseño do experimento usouse o programa Statistica 5.0. Tivéronse en conta tres factores: a temperatura, a dose de lías e a dose de  $\text{CaCO}_3$ , sendo estas as variables independentes. Os límites de variación foron os seguintes: para as lías, 5-100 g por 100 g de bagazo; para a temperatura, 20-50°C; e para o  $\text{CaCO}_3$  5-15 g por 100 g de bagazo. Deseñouse unha matriz para a preparación das mesturas, que foron as que se amosan na Táboa 5. A secuencia de traballo estableceuse aleatoriamente para limitar a influencia de erros sistemáticos na interpretación dos resultados. Os experimentos 1-12 permiten o cálculo dos coeficientes de regresión, mentres que os experimentos 13-15 son réplicas do punto central do deseño para estimar a influencia do erro experimental.

Unha vez elaboradas as correspondentes mesturas de bagazo hidrolizado, lías e carbonato cálcico, coas doses indicadas de cada compoñente, incubáronse no laboratorio ás temperaturas indicadas, a humidade constante, en reactores plásticos de 12 cm de diámetro e 7 cm de alto. Realizáronse dúas réplicas de cada experimento, con unha duración total de dous meses. O pH das mesturas seguiuuse regularmente mediante a medida directa con electrodos. Ao comezo do experimento e ao final tomáronse mostras e determináronse as concentracións de materia orgánica, C e N totais no sólido. En extractos acuosos determináronse pH,

condutividade eléctrica, C, nitrato e amonio, Na, Mg, K, P, as densidades ópticas a 465 e 665 nm ( $E_4$  e  $E_6$ ) así como a súa relación ( $E_4/E_6$ ), e a fitotoxicidade en probas de xerminación con cebada, berro e herba de Vigo.

Táboa 5. Preparación das mesturas de bagazo e lías. As cantidades de lías e  $\text{CaCO}_3$  son as que se engadiron a cada 100 g de bagazo.

Mostra	T (°C)	Lías (g)	$\text{CaCO}_3$ (g)
1	35	5	5
2	35	100	5
3	35	5	15
4	35	100	15
5	20	5	10
6	20	100	10
7	50	5	10
8	50	100	10
9	20	52,5	5
10	20	52,5	15
11	50	52,5	5
12	50	52,5	15
13	35	52,5	10
14	35	52,5	10
15	35	52,5	10

Os resultados analizáronse mediante o método da superficie de resposta, usando o software Statistica 5.0. As variables independentes codificáronse segundo se amosa na Táboa 6, con límites de variación entre -1 e 1, como  $x_1$  (temperatura codificada),  $x_2$  (concentración de lías codificada) e  $x_3$  (concentración de  $\text{CaCO}_3$  codificada).

Táboa 6. Codificación das variables independentes do modelo.

Variable	Nomenclatura	Definición	Rango
Temperatura	$x_1$	$(T - 35)/15$	(-1,1)
Concentración de lías	$x_2$	$(\text{g lías}/100 \text{ g bagazo} - 52,5)/47,5$	(-1,1)
Concentración de $\text{CaCO}_3$	$x_3$	$(\text{g } \text{CaCO}_3/100 \text{ g bagazo} - 10)/5$	(-1,1)

Os parámetros analizados foron as variables dependentes do deseño. A correspondencia entre as variables independentes codificadas e as variables dependentes estableceuse mediante ecuacións

lineais deducidas dos seus límites de variación. O modelo usado incluíu termos lineais, cuadráticos e de interacción, do tipo da expresión seguinte:

$$y = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + b_3 \cdot x_3 + b_{12} \cdot x_1 \cdot x_2 + b_{13} \cdot x_1 \cdot x_3 + b_{23} \cdot x_2 \cdot x_3 + b_{11} \cdot x_1^2 + b_{22} \cdot x_2^2 + b_{33} \cdot x_3^2$$

na que  $y$  é a variable dependente,  $b_{ij}$  son os coeficientes de regresión (calculados a partir dos datos experimentais mediante regresión múltiple polo método dos mínimos cadrados) e  $x_i$  son as variables independentes.

### 3.1.2. Estudio comparativo de compostaxe de bagazo de uva e co-compostaxe de bagazo hidrolizado e lías de vinificación

Realizouse un experimento de compostaxe controlado, a maior escala que o descrito no apartado 3.1.1., para estudar os cambios físicos, químicos e biolóxicos que teñen lugar durante o proceso de compostaxe de residuos vitivinícolas.

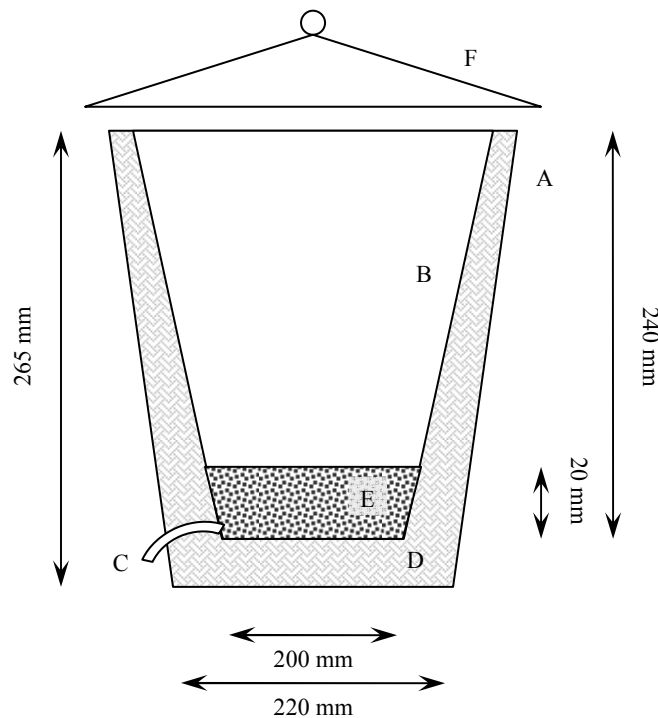


Figura 34. Esquema dos compostadores fabricados no laboratorio. A: recipiente externo. B: recipiente interno. C: evacuación de lixiviados; D: espuma de poliuretano; E: grava; F: tapa.

Para este experimento fabricáronse no laboratorio dous compostadores, consistentes cada un deles en dous recipientes de plástico separados por unha cámara illante (Figuras 34 a 36. Para a



fabricación de cada un deles, tomáronse dous recipientes plásticos (A e B), de 10 e 15 L de capacidade, respectivamente, e realizóuselles unha perforación de 1 cm de diámetro nun lateral, a uns milímetros do fondo. Introduciuse o recipiente menor no interior do maior, e uníronse ambos mediante un tubo de goma de 1 cm de diámetro externo, que serviría para a evacuación de lixiviados (C). O espazo entre as paredes dos dous recipientes encheuse con espuma de poliuretano, como illante térmico (D). O fondo do recipiente interno encheuse ata unha altura de dous centímetros con grava de cuarzo (E) lavada e tamizada ( $< 4$  mm), cubríndose a continuación con tela de malla.



Figura 35. Vista cenital dun dos compostadores fabricados no laboratorio.



Figura 36. Vista lateral dun dos compostadores fabricados no laboratorio.

O primeiro dos compostadores encheuse con bagazo esgotado de uva, e o segundo con unha mestura de bagazo hidrolizado, lías (100 g por 100 g de bagazo hidrolizado) e carbonato cálcico (2,7 g por 100 g de bagazo hidrolizado). Durante o experimento seguiuuse diariamente a temperatura dos dous compostadores. Unha vez ao mes ao longo do proceso tomáronse dúas

mostras duns 250 g de cada compostador, conservándose unha parte a 4°C, e secándose a outra parte en estufa a 60°C. Na mostra sólida determináronse os seguintes parámetros: cor, hidrofobia, materia orgánica e C e N totais, polisacáridos e lignina, biomasa fúnxica e actividade dehidroxenasa. En extracto acuoso determináronse pH, CE, C soluble, N soluble, nitrato e amonio, absorción a 465 nm e 665 nm, e fitotoxicidade (test de xerminación de berro). En extracto alcalino realizouse un fraccionamento de materia orgánica, separáronse os ácidos húmicos analizándoos por FTIR, e determinouse a absorción a 465 nm e 665 nm. Aos lixiviados recollidos determinóuselles tamén a fitotoxicidade. Unha vez finalizado o experimento, aos compost finais realizáronselles ademais análises de nutrientes totais e solubles en auga, metais totais, distribución de tamaño de partícula, e composición elemental por fraccións.

### 3.1.3. Eliminación de compostos coloreados da fracción líquida das vinazas

Hai que destacar que dos residuos empregados neste proceso de compostaxe, queda unha corrente formada pola fracción líquida das vinazas que non é susceptible de aproveitamento. Neste experimento traballouse con vinazas de fermentación de viño tinto, para a eliminación de compostos coloreados mediante procesos de adsorción sobre materiais residuais de baixo custe. Os materiais utilizados como adsorbentes son os que se relacionan na Táboa 7.

Táboa 7. Materiais utilizados no experimento de adsorción.

Clave	Material	Procedencia
MSWC1	Compost de RSU	Albada (A Coruña)
MSWC2	Compost de RSU	FCC (A Coruña)
CPC	Codia de piñeiro compostada	Costiña (Lugo)
RM	Lodos vermellos	Alcoa (Lugo)
Turba	Turba de <i>Sphagnum</i>	Miksskaar AS (Estonia)
VP1	Vermicompost de bagazo	Ecocelta (Pontevedra)
Carbón activo	Carbón activo	Panreac (Barcelona)

O experimento consistiu en axitar as vinazas con cada un dos materiais adsorbentes durante dúas horas, a temperatura ambiente, con unha relación sólido/líquido de 1/30. No caso do vermicompost VP1 e a turba, realizáronse máis experimentos, pasando as vinazas dúas veces, e traballando tamén con estes materiais fervidos ou moídos, en ambos casos para incrementar a súa capacidade de adsorción.

Unha vez realizado o tratamento, centrifugáronse as vinazas e fíltrose separando o sólido, e nos extractos realizáronse medidas espectroscópicas e químicas. Ademais de realizar

un varrido para determinar o espectro de absorción entre 350 e 800 nm, medíronse as densidades ópticas a 465 e 665 nm ( $E_4$  e  $E_6$ , respectivamente) e calculouse a relación de densidades ( $E_4/E_6$ ). Aos extractos determinóuselles o pH, a condutividade eléctrica, e as concentracións de C, N, nitrato, amonio, Ca, Mg, K e P.

O mesmo experimento de adsorción realizouse para as vinazas destiladas, pero usando como adsorbentes unicamente turba e vermicompost de bagazo.

#### 3.1.4. Estudio comparativo de compost e vermicompost de bagazo esgotado de uva

A compostaxe de residuos vitivinícolas a maior escala avalíouse neste experimento no que se fabricaron simultaneamente un compost (CB) e un vermicompost (VB) a partir do mesmo bagazo esgotado. Para evitar os problemas derivados da falta de aireación do bagazo, probouse tamén o tratamento mediante vermicompostaxe, que ten a vantaxe de que os vermes facilitarán a aireación durante o proceso. Outro obxectivo deste experimento foi obter cantidade de compost suficiente para os experimentos de restauración da segunda parte da Tese.



Figura 37. Caixóns fabricados para a elaboración das emendas durante o proceso de compostaxe nas instalacións de Godeval (Xagoaza, O Barco de Valdeorras).

O experimento realizouse na parroquia de Xagoaza (O Barco de Valdeorras), entre novembro de 2004 e agosto de 2005. Utilizáronse uns cen kilogramos de bagazo esgotado proporcionados pola empresa Godeval, procedentes da campaña 2004, e deixáronse ao ar durante tres meses para a completa eliminación do etanol. Compostáronse en dous caixóns de madeira de 150 por 100 por 50 cm, forrados con plástico agrícola, a cuberto da intemperie (Figura 37), onde o material foi removido cada quince días. Pasados, aproximadamente, outros tres meses, no primeiro dos caixóns engadíronse 1000 exemplares adultos da especie *Eisenia foetida*, e continuouse o proceso, aireando regularmente o material. En agosto baleiráronse os caixóns,

despois de seis meses de compostaxe, e o seu contido tamizouse por 5 mm. O vermicompost deixouse secar durante un mes máis antes de cribar para facilitar a separación dos vermes.



Figura 38. Vista da parte exterior das instalacións de Ecocelta (Ponteareas), na que se observan as parcelas de formigón onde se realiza a compostaxe. Fotografía: S. Quiroga.

Con fins comparativos, e para avaliar os resultados da vermicompostaxe a escala industrial, caracterizáronse tamén dous vermicompost de bagazo esgotado de uva (VP1 e VP2), fabricados a escala industrial pola empresa Ecocelta, de Ponteareas (Pontevedra), que se dedica á fabricación de abonos orgánicos a partir de residuos agroindustriais. O primeiro foi recollido en decembro de 2004 e o segundo, en marzo de 2006.



Figura 39. Vista do interior das instalacións de Ecocelta (Ponteareas) e os caixóns verticais nos que se realiza a vermicompostaxe. Fotografía: S. Quiroga.

O proceso utilizado por Ecocelta é o seguinte: unha vez que se recolle na destilería, o bagazo estacionase no exterior durante tres meses antes de empezar a compostar; o proceso de compostaxe realízase en montóns, en dez parcelas de formigón contiguas (Figura 38), polas que o bagazo vai rotando ata pasar por todas ao longo de outros tres meses. Pasado este tempo,

trasládase a caixóns de plástico de 35 L, onde se lle engaden uns 1800 vermes da especie *Eisenia foetida* a cada un, pasando dous meses nesta fase (Figura 39). Pasado este tempo recóllese o vermicompost e sécase ao ar nunha superficie de formigón ata que chega a unha humidade en torno ao 45%, momento no que se criba mediante un sistema consistente nunha tolva e unha cinta transportadora, cunha criba de 4 mm. Sepáranse dúas fraccións, a menor de 4 mm, e a de 4 a 10 mm.

Os compost e vermicompost deste apartado avaliáronse como emenda orgánica en restauración nos experimentos con lodos de lousa na segunda parte da Tese, e por esta razón a súa caracterización foi máis completa que a dos compost dos apartados anteriores (Táboa 8).

Táboa 8. Resumo da caracterización realizada aos compost e vermicompost de bagazo esgotado.

	VP1	VP2	CB	VB
Humidade	+	+	+	+
Densidade aparente compactada	+	+	+	+
Densidade aparente seca			+	+
Valor de contracción			+	+
Densidade de partícula			+	+
Porosidade total			+	+
Volume de auga a pF 1			+	+
Volume de auga a pF 2			+	+
Auga total dispoñible			+	+
Volume de ar a pF 1			+	+
Distribución de tamaño de partícula	+	+	+	+
Cor	+		+	+
Hidrofobia	+		+	+
Susceptibilidade magnética	+		+	+
pH en auga	+	+	+	+
Conductividade eléctrica	+	+	+	+
Materia orgánica e C total	+	+	+	+
N total	+	+	+	+
Composición elemental por fraccións	+		+	+
C soluble	+		+	+
N soluble	+		+	+
Propiedades espectroscópicas	+		+	+

Táboa 8 (continuación). Resumo da caracterización realizada aos compost e vermicompost de bagazo esgotado.

	VP1	VP2	CB	VB
Polisacáridos e lignina	+		+	+
Fraccionamento de materia orgánica	+		+	+
Ácidos orgánicos	+		+	+
Compostos fenólicos	+		+	+
Capacidade de cambio de catións	+			
Nutrientes totais	+	+	+	+
Nutrientes solubles en auga			+	+
Nutrientes solubles en Cl <sub>2</sub> Ca-DTPA			+	+
Nutrientes solubles en CAL	+		+	+
Nutrientes solubles en Cl <sub>2</sub> Ca	+		+	+
Metais pesados totais	+	+	+	+
Metais pesados solubles en auga			+	+
Metais pesados solubles en Cl <sub>2</sub> Ca-DTPA			+	+
Cobre asociado a materia orgánica	+		+	+
Estabilidade da materia orgánica	+		+	+
Actividade dehidroxenasa	+		+	+
Test de xerminación con extractos	+		+	+
Test da cebada	+		+	+
Ensaio de substitución de turba	+		+	+

### 3.2. MÉTODOS DE ANÁLISE

A continuación describense os métodos utilizados para a caracterización dos residuos vitivinícolas, dos materiais en compostaxe, e dos diferentes compost producidos nesta parte da Tese.

#### 3.2.1. Temperatura

A temperatura durante a compostaxe determinouse directamente no material, utilizando unha sonda Crison Thermometer TP637/5.

### 3.2.2. Humidade

A humidade das mostras determinouse mediante secado ata peso constante en estufa a 105°C. Expresouse en gramos de auga por 100 gramos de materia húmida, segundo é habitual na análise de residuos.

### 3.2.3. Densidade aparente compactada

A densidade aparente é a relación entre a masa dun sólido e o volume que ocupa no seu estado natural, incluíndo polo tanto os poros cheos de auga e ar. A súa determinación é necesaria, ademais de para transformar os resultados das análises de concentración en peso a concentración en volume, para realizar todas as determinacións que seguen as normas UNE. A densidade aparente compactada, determinada segundo a norma EN 13040 (AENOR, 2001c), defínese como a densidade dun material baixo unhas condicións definidas de compactación.

#### *Procedemento*

Tomáronse cinco litros de mostra homoxeneizada e pasáronse por un tamiz de 20 mm. A continuación verteuse a mostra dentro dun cilindro de 1000 mL de capacidade e de peso coñecido, a través do tamiz de 20 mm situado a unha altura de 5 mm sobre un embudo situado á súa vez sobre o cilindro. Retírouse o embudo e nivelouse a superficie da mostra, comprimíndose esta a continuación mediante a aplicación dun peso de 650 g durante 180 segundos. Pesouse o cilindro coa mostra e calculouse a densidade aparente mediante a seguinte ecuación:

$$D = \frac{m_c - m_0}{V}$$

onde  $D$  é a densidade aparente compactada en gramos por litro,  $m_0$  a masa do cilindro de ensaio baleiro en gramos,  $m_c$  a masa da mostra e máis o cilindro en gramos, e  $V$  o volume do cilindro de ensaio, en litros.

### 3.2.4. Distribución de tamaño de partícula

A granulometría dun compost é un parámetro importante que permite coñecer en certa medida o seu grao de descomposición e determinar os seus posibles usos. O compost non debe conter partículas de gran tamaño, o que normalmente se evita mediante un cribado como último paso da produción, dado que as partículas grandes dificultan a aplicación eficiente do compost en

campo; por outra banda, un exceso de partículas finas pode ser prexudicial se chega a dificultar a drenaxe (Sullivan e Miller, 2005).

#### *Procedemento*

A granulometría dos compost determinouse mediante tamizado en seco. Tomáronse 400 ml de compost e secáronse en estufa a 60°C durante 24 horas. Colocouse o compost nunha torre de seis tamices coas seguintes aperturas: 5, 4, 2, 1, 0,50 e 0,20 mm, e tamizouse nun axitador automático (Orejas y Maillo S.A, Oviedo) durante dez minutos. A fracción recollida en cada tamiz recolleuse e pesouse, expresándose os resultados para cada fracción como porcentaxe do total.

#### **3.2.5. Determinación de densidade aparente seca, densidade de partícula, porosidade total, valor de contracción, volume de ar e volume de auga**

As propiedades físicas relacionadas coa porosidade son de grande importancia de cara ao uso do compost na elaboración de substratos para viveiros, pois a dispoñibilidade de auga, a aireación, etc... determinan en boa medida a produtividade vexetal nestes medios de cultivo nos que os factores químicos non son limitantes debido a que é habitual unha fertilización adicional. Esta serie de propiedades determináronse segundo o método EN 13041 (AENOR, 2001d), na mesa de succión de leite de area.

#### *Procedemento*

Enchéronse dous cilindros de plástico con cada mostra evitando a formación de ocos e situáronse nun baño de auga. Encheuse lentamente o baño ata que o nivel da auga chegou a un centímetro do borde superior dos tubos e deixouse a mostra humectando durante 36 horas. A continuación transferíronse os tubos ao leite de area (Figura 40), onde se lles aplicou unha succión de menos 50 cm durante 48 horas. Pasado este tempo, as mostras transferíronse a cilindros metálicos (dous por cada tubo de plástico) e introducíronse de novo no baño de auga durante outras 24 horas. Despois deste tempo pasáronse de novo ao leite de area, aplicándolles unha presión hidrostática de -10 cm, durante 48 horas. Unha vez retirados os cilindros do leite nivelouse a superficie das mostras cunha paleta, pesáronse os cilindros, e secáronse en estufa a 105°C, pesándose de novo unha vez secos. Por último medíronse a altura e o diámetro medios das mostras.



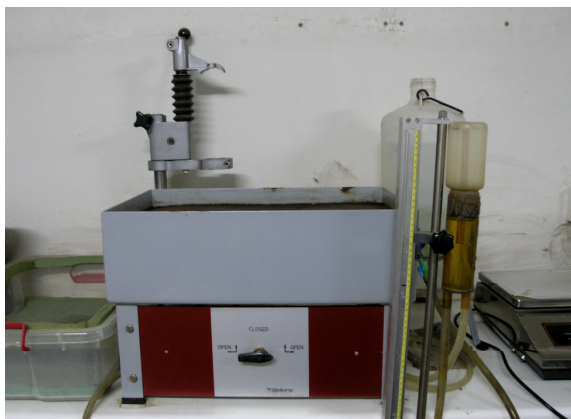


Figura 40. Leito de area para determinación da capacidade de retención de auga e a porosidade (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

Con estes datos calculáronse a densidade aparente seca, a porosidade total, o volume de ar e de auga, e a densidade de partícula. A densidade aparente seca ( $D$ ) é a relación entre a masa seca e o volume de mostra, en gramos por litro. Calculouse segundo a seguinte fórmula:

$$D = \frac{m_s}{V_1} \cdot 1000$$

onde  $m_s$  é a masa de mostra seca expresada en gramos e  $V_1$  o volume do anel de mostra en centímetros cúbicos.

A densidade de partícula ( $P_D$ ) é a relación entre a masa total das partículas sólidas secadas en estufa e o volume destas partículas; exclúese o volume dos poros internos das partículas e os espazos de poros entre partículas e expresouse en kilogramos por metro cúbico. Calculouse usando a seguinte fórmula:

$$P_D = \frac{1}{\frac{W_{MO}}{100 \cdot 1550} + \frac{W_{cinsas}}{100 \cdot 2650}}$$

onde  $W_{MO}$  é a porcentaxe de materia orgánica na mostra,  $W_{cinsas}$  a porcentaxe en cinsas, e supoñendo unha densidade de 1550 kilogramos por metro cúbico para a materia orgánica, e 2650 para as cinsas.

A porosidade total ( $P$ ) é o volume total de poros ocupados por auga e/ou ar para un valor de succión determinado. Calculouse coa seguinte fórmula:

$$P = \frac{(1 - D)}{P_D} \cdot 100$$

onde  $D$  é a densidade aparente seca e  $P_D$  a densidade de partícula.

O valor de contracción ( $S$ ) é a perda de volume da mostra despois do secado da mostra húmida, expresado en porcentaxe, e calculouse usando a seguinte fórmula:

$$S = \frac{V_1 - V_m}{V_1} \cdot 100$$

onde  $V_1$  é o volume do anel de mostra e  $V_m$  o volume da mostra seca, en centímetros cúbicos.

O volume de auga ( $W_V$ ) calculouse usando esta fórmula:

$$W_V = \frac{m_W}{V_1} \cdot 100$$

onde  $m_W$  é a masa de auga contida na mostra, en gramos, e  $V_1$  o volume do anel de mostra en centímetros cúbicos.

O volume de ar ( $A_V$ ) calculouse como a diferenza entre a porosidade total ( $P$ ) e o volume de auga.

### 3.2.6. Cor Munsell

O sistema máis popular para a determinación da cor dunha mostra é a descrición mediante a comparación directa co atlas de cor Munsell, en uso desde 1915, no que a cor se describe a partires dos tres parámetros básicos de percepción humana dos atributos de cor: matiz, brillo e croma. O matiz ou *hue* expresa a lonxitude de onda dominante na radiación reflectida. O brillo ou *value* expresa a proporción de radiación reflectida nun intervalo de lonxitude de onda determinado respecto á radiación incidente e mide o grao de claridade ou escuridade relativa. Por último, o croma ou intensidade cromática expresa a pureza relativa da cor do matiz (Porta et al., 2003).

#### *Procedemento*

Uns 25 mL de compost seco a 65°C e moído colocáronse enchendo unha placa Petri de 61 cm<sup>2</sup> de superficie, e igualouse a superficie coa axuda dunha espátula. A cor de cada mostra determinouse por comparación visual, usando as táboas Munsell de color de solos (Munsell Color Company, 2000).

### 3.2.7. Cor (colorímetro)

Dado que a sensación visual da cor pode variar para cada persoa, existen outros sistemas que intentan avaliar a cor de maneira obxectiva, ademais do sistema Munsell. Para este fin desenvóléronse os espazos de cor, que expresan numericamente a cor representando os seus atributos mediante coordenadas cromáticas. Os espazos CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> e CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h son os de máis uso e interese na actualidade, avaliados pola C.I.E (*Commission Internationale de l'Eclairage*). A diferenza entre ambos é o uso de coordenadas polares (CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h) ou rectangulares (CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup>). O sistema CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> consta de tres parámetros ou coordenadas de cor: L<sup>\*</sup>, expresada como porcentaxe, que representa a luminosidade, e as coordenadas de cromaticidade a<sup>\*</sup> e b<sup>\*</sup> que indican as direccións do vermello (+a<sup>\*</sup>) e do verde (-a<sup>\*</sup>), e as direccións do amarelo (+b<sup>\*</sup>) e do azul (-b<sup>\*</sup>). O sistema CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h usa as coordenadas L<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h. L<sup>\*</sup> ten o mesmo significado que no espazo CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup>, C<sup>\*</sup> é o croma ou saturación, definido pola ecuación

$$C^* = \sqrt{(a^*)^2 + (b^*)^2}$$

h é o ángulo de *hue* (expresado en graos), que se define comezando no eixo +a<sup>\*</sup> de modo que 0° sería +a<sup>\*</sup> (vermello), 90° sería +b<sup>\*</sup> (amarelo), 180° sería -a<sup>\*</sup> (verde) e 270° sería -b<sup>\*</sup> (azul) (C.I.E., 1986).

#### *Procedemento*

Uns 25 mL de compost seco a 65°C e moído colocáronse enchendo unha placa Petri de 61 cm<sup>2</sup> de superficie, e igualouse a superficie coa axuda dunha espátula. A cor de cada mostra determinouse por reflectancia con un espectrofotómetro Color-Eye XTH. Neste caso, fixéronse medidas directas en 20 puntos da superficie e os resultados expresáronse como a media das 20 determinacións. Os espectros de reflectancia foron obtidos para cada 10 nm entre 360 and 750 nm, e determináronse os parámetros de cor para os espazos CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> e CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h.

### 3.2.8. Hidrofobia

A hidrofobia ou repelencia á auga é un problema nos materiais utilizados para a elaboración de substratos. Aparece en moitos materiais orgánicos cando se secan, normalmente de modo irreversible, e altera as propiedades iniciais do material, especialmente no que se refire ás súas propiedades hidráulicas (capacidade de retención de auga e condutividade hidráulica; Michel et al., 2001; Naasz et al., 2008).

Determinouse usando o método MED (*Molarity of Ethanol Droplet*) descrito por Roy e McGill (2002) para solos. Este método consiste na determinación do ángulo de contacto a través da tensión superficial que debe ter unha disolución acuosa de etanol para penetrar na mostra. Aínda que ata o de agora este método utilizouse en compost en escasas ocasións (Valat et al., 1991; Paradelo et al., 2009b), escolleuse por ser máis adecuado para a determinación da hidrofobia en materiais con ángulos de contacto maiores de 90° que outros métodos como o test do tempo de penetración (Leelamanie et al., 2008).

### *Procedemento*

A medida realizouse sobre mostra seca a 60°C e moída. Tomáronse aproximadamente 100 mL de mostra e secáronse en estufa a 60°C durante 24 horas, pasándose a continuación a un desecador ata o momento da medida. Preparáronse disolucións acuosas de etanol de concentracións entre 0,2 e 6M, a intervalos crecentes de 0,2M. Enchéronse placas Petri de 65 mm de diámetro coa mostra moída, para evitar a distorsión dos resultados debida á heteroxeneidade dos composts, posto que para este método é moi importante a obtención dunha superficie lisa e igual. A superficie da mostra igualouse suavemente mediante golpes e unha leve presión exercida coa tapa da placa. O test levouse a cabo vertendo unha gota de 100 µL de cada disolución de etanol e controlando o tempo no que se produce o momento de absorción inicial pola mostra. Cando isto ocorre nos primeiros dez segundos dáse por finalizado o test. O procedemento máis sinxelo para determinar a molaridade da disolución de etanol consiste en probar primeiro con disolucións en todo o rango, por exemplo de 1 M a 6 M en incrementos de 1 M, e posteriormente ir acotando a concentración das disolucións para cada mostra en funcións dos resultados. A menor molaridade de etanol que é absorbida pola mostra nos primeiros dez segundos é o resultado do test. A determinación realizouse por triplicado.

Posto que este método non permite medir ángulos de contacto superiores a 109°, cando a disolución de etanol de maior concentración non é capaz de penetrar na mostra nos primeiros dez segundos, non é posible determinar o ángulo exacto. O mesmo ocorre para ángulos inferiores a 90°, é dicir, cando unha gota de auga destilada penetra na mostra en menos de dez segundos.

Para o cálculo do ángulo de contacto pártese da relación entre a molaridade das disolucións de etanol e a súa tensión superficial, que están relacionadas pola seguinte expresión empírica (Roy e McGill, 2000):

$$\gamma_c = 61,05 - 14,75 \cdot \ln(MED + 0,5)$$

onde  $\gamma_c$  é a tensión superficial (en  $\text{mN m}^{-1}$ ) da disolución de etanol, e MED é a súa molaridade. O ángulo de contacto calculouse entón pola relación seguinte (Roy e McGill, 2002):

$$\cos \theta = \left( \frac{\gamma_c}{\gamma_w} \right)^{\frac{1}{2}} - 1$$

onde  $\theta$  é o ángulo de contacto en graos, e  $\gamma_w$  é a tensión superficial da auga ( $72 \text{ mN m}^{-1}$ ).

Os resultados do test expresáronse de varias maneiras: dando a molaridade da disolución de etanol, o ángulo de contacto, e o grao de hidrofobia resultante. A escala que se usou para clasificar a hidrofobia das mostras amósase na Táboa 9 (King, 1981):

Táboa 9. Escala de hidrofobia no test MED.

MED	Hidrofobia
0M - 1,0M	baixa
1,2M - 2,2M	moderada
2,4M - 3,0M	severa
$\geq 3,2\text{M}$	moi severa

#### Reactivos

- Etanol ( $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$ ) 6M: 34,3 mL de etanol absoluto lévanse a 100 mL con auga destilada. Posto que as cantidades que se precisan de cada disolución de etanol son moi baixas, suxírese preparalas no momento da determinación por dilución da disolución 6M en tubos de ensaio.



Figura 41. Determinación da hidrofobia polo método MED.

### 3.2.9. Susceptibilidade magnética

A susceptibilidade magnética é o grao de magnetización dun material en resposta á aplicación dun campo magnético, e defínese como a relación da magnetización ao campo magnético aplicado (Thompson e Oldfield, 1986). Os materiais poden clasificarse en función da súa resposta a un campo magnético externo en diamagnéticos, paramagnéticos, e ferromagnéticos. Estas respostas diferéncianse na súa intensidade. O diamagnetismo é unha propiedade de todos os materiais, oposta ao campo aplicado, moi débil. O paramagnetismo é máis intenso que o diamagnetismo e dá lugar á magnetización na dirección do campo aplicado e proporcional a este. O ferromagnetismo é moito máis intenso, e produce magnetizacións ás veces varios ordes de magnitude maiores que o campo aplicado.

A medida da susceptibilidade magnética utilízase a miúdo como medida indirecta da contaminación en metais pesados en solos (Yoshida et al., 2003; Spiteri et al., 2005; Wang e Qin, 2005), sedimentos (Chan et al., 1998; Charlesworth e Lees, 2001; Desenfant et al., 2004), e compost (Paradelo et al., 2009a), debido por unha parte á frecuente asociación dos metais pesados cos minerais de ferro, e por outra parte a que se trata dunha técnica sinxela, rápida e non destrutiva.

#### *Procedemento*

A susceptibilidade magnética de masa das mostras determinouse sobre mostra seca a 60°C e moída. As medidas realizáronse a baixa frecuencia con un equipo Bartington MS2B, por comparación con un patrón de  $\text{MnCO}_3$ .

### 3.2.10. pH no sólido

A temperatura durante a compostaxe determinouse directamente no material utilizando un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

### 3.2.11. pH en auga

Determinouse segundo a norma EN 13037 (AENOR, 2001a), sobre mostra menor de 20 mm. Unha masa de mostra equivalente a un volume de 60 mL axitouse con 300 mL de auga durante unha hora e a continuación mediuse o pH da suspensión con un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

### 3.2.12. Condutividade eléctrica

A condutividade eléctrica é unha medida da salinidade do compost, que é un dos principais limitantes a ter en conta para o seu uso, posto que a presenza dun exceso de sales no compost pode ter consecuencias negativas tanto no solo como nos cultivos, sendo especialmente importante cando o compost se usa na elaboración de substratos.

O uso do extracto de saturación, que está máis estendido na análise de solos, non é habitual en compost debido á dificultade para a determinación do punto de saturación en materiais orgánicos (VanderGheynst et al., 2004), polo que normalmente esta determinación realízase en extractos acuosos con diferentes relacións sólido:líquido. Neste caso, a condutividade eléctrica determinouse segundo a norma EN 13038 (AENOR, 2001b) sobre mostra menor de 20 mm, que usa un extracto acuoso 1:5 (v/v).

#### *Procedemento*

Unha masa de mostra equivalente a un volume de 60 mL axitouse con 300 mL de auga durante unha hora e filtrouse con papel de filtro Whatman nº 40. A condutividade do filtrado mediuse con un condutímetro Hanna Instruments HI-9033, e os valores déronse en  $\text{mS m}^{-1}$ .

### 3.2.13. Materia orgánica total

Determinouse por calcinación da mostra segundo a norma EN 13039 (AENOR, 2001e).

#### *Procedemento*

Cinco gramos de mostra seca a  $75^{\circ}\text{C}$  e moída secáronse a  $105^{\circ}\text{C}$  nunha cápsula de porcelana ata peso constante. A continuación a mostra introduciuse no forno de mufla frío, e quentouse gradualmente durante unha hora ata chegar a  $550^{\circ}\text{C}$ . Mantívose a temperatura durante seis horas e rematado este tempo pesouse a mostra.

O contido en materia orgánica é a diferenza ente o peso da mostra seca a  $105^{\circ}\text{C}$  e o peso da mostra seca a  $550^{\circ}\text{C}$ , e expresouse en porcentaxe. O peso da mostra seca a  $550^{\circ}\text{C}$  é o contido en cinsas, e expresouse tamén en porcentaxe.

### 3.2.14. Carbono orgánico total

Calculouse multiplicando o valor obtido para a materia orgánica total polo factor 0,58.

### 3.2.15. Nitróxeno total

Determinouse usando o método de Kjeldahl (AENOR, 2002d). Este método ten unha primeira parte de destrución da materia orgánica e liberación do nitróxeno orgánico en forma de sales amónicas mediante dixestión ácida con quentamento, e unha segunda parte de valoración do amoníaco liberado tras a reacción con hidróxido sódico (Gutián e Carballas, 1976).

#### *Procedemento*

0,5 gramos de mostra seca a 65°C e moída mesturáronse con 0,2 g de sulfato de cobre (que actúa como catalizador da reacción de formación de sulfato de amonio) e 5 g de bisulfato potásico (que aumenta a temperatura de reacción) en matraces Kjeldahl, engadíndose 20 mL da disolución dixestora (ácido sulfúrico concentrado con un 3% de ácido fosfórico). Os matraces colocáronse nun sistema dixestor e mantivéronse durante dez horas a 320°C. Despois da dixestión, e unha vez fríos os matraces, o líquido transferiuse a matraces aforados de 250 mL e enrasouse con auga destilada. Unha alícuota de 25 mL de cada matraz destilouse nun sistema Pregl-Parnas engadíndose 40 mL de NaOH ao 40%. Deste xeito, o sulfato de amonio formado durante a dixestión transfórmase en sulfato sódico liberando NH<sub>3</sub> que é arrastrado por unha corrente de vapor de auga e recollido nun vaso de precipitados con 5 mL de indicador mixto (verde de bromocresol e vermello de metilo), ata que o destilado non arrastre amoníaco, o que se comproba usando papel indicador de pH. O destilado recolleuse nun matraz erlemeyer de 100 mL contendo 5 mL de indicador mixto, e valorouse con ácido sulfúrico 0,05 N ata viraxe a gris do indicador.

O contido en nitróxeno calculouse mediante a seguinte fórmula:

$$\% N = \frac{(M - B) \cdot N_A \cdot 14 \cdot 100 \cdot 250 / 25}{1000 \cdot m}$$

onde  $M$  é o volume de ácido gastado na valoración pola mostra,  $B$  é o volume gastado polo branco,  $N_A$  é a normalidade do ácido utilizado na valoración, e  $m$  a masa de mostra, expresándose o resultado en porcentaxe.

#### *Reactivos*

- Disolución dixestora: mestúranse 970 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado e 30 mL de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentrado.
- Sulfato de cobre (CuSO<sub>4</sub>) sólido.



- Bisulfato potásico (KHSO<sub>4</sub>) sólido.
- Hidróxido sódico (NaOH) 40%: 400 g de NaOH disólvense nuns 800 mL de auga destilada. Déixase enfriar e lévase a un litro.
- Disolución indicadora: disólvense 0,331 g de verde de bromocresol (C<sub>21</sub>H<sub>14</sub>Br<sub>4</sub>O<sub>5</sub>S) e 0,165 g de vermello de metilo ((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>NC<sub>6</sub>H<sub>4</sub>N=NC<sub>6</sub>H<sub>4</sub>COOH) en 500 mL de etanol. Esta disolución debe protexerse da luz.
- Indicador mixto: disólvense 20 g de ácido bórico (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) en 700 mL de auga destilada libre de CO<sub>2</sub>, engádense 200 mL de etanol absoluto e 20 mL da disolución indicadora, e enrásase a 1 L con auga destilada. Esta disolución debe protexerse da luz.
- Ácido sulfúrico 0,05 N (disolución valorada, Panreac S.A., Barcelona ).

### 3.2.16. Carbono soluble

A medida do carbono soluble en auga dun compost ou material en compostaxe está moi estendida como parámetro indicador da evolución do proceso, pois as formas da materia orgánica solubles en auga están moi ligadas á actividade biolóxica (Said-Pullicino et al., 2007), e poden relacionarse polo tanto co grao de estabilización do material. O C soluble nos compost determinouse segundo o método descrito por Zmora-Nahum et al. (2005).

#### *Procedemento*

Cinco gramos de mostra seca a 65°C axitáronse con 50 mL de auga durante 2 horas a temperatura ambiente, centrifugouse e filtrouse. No filtrado determinouse o carbono por oxidación con dicromato de potasio e valoración con sal de Mohr. Para isto tomáronse 5 mL de extracto e leváronse a sequidade nun dixestor a 60°C durante unha noite. A continuación engadíronse 5 mL de dicromato potásico 1,8 N e 10 mL de ácido sulfúrico concentrado, e dixeríronse a 105°C durante 90 minutos. Ao mesmo tempo dixeríronse brancos de reacción consistentes en auga destilada. Unha vez fríos os extractos, valorouse o dicromato restante por reacción con sal de Mohr 0,2 N e determinouse o carbono soluble usando a seguinte expresión:

$$C(g / kg) = \frac{(B - M) \cdot 3 \cdot N \cdot V}{5 \cdot 10^{-3} \cdot m}$$

onde  $V_B$  é o volume de sal de Mohr gastado na valoración do branco,  $V_M$  o volume gastado na valoración da mostra,  $N$  é a normalidade da disolución da sal de Mohr,  $V$  é o volume total do extracto, e  $m$  é o peso seco da mostra expresado en tanto por un.

### Reactivos

- Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) concentrado.
- Dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) 1,8 N: 88,26 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de  $\text{CO}_2$ , e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL. A disolución debe ser dunha cor azulada, nunca verde ou amarela, que significaría que está estragada, e debe gardarse en ausencia de luz e durante poucos días. Debe valorarse cada vez que se use.
- Ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) concentrado.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

#### 3.2.17. Relación $E_4/E_6$

A relación entre a absorbancia dun extracto a 465 nm e a 665 nm, coñecida como relación  $E_4/E_6$ , úsase comunmente para a caracterización da materia orgánica de solos e compost, sendo un indicador do peso molecular dos compostos orgánicos disoltos. O seu valor incrementase a medida que se reduce o peso molecular (Chen et al., 1977), e a medida que avanza o proceso de humificación e as substancias sinxelas condensan entre si para dar lugar a compostos de maior grao de polimerización, debería reducirse progresivamente. Así, esta relación úsase como un indicador indirecto da humificación, e relaciónase coa relación CH/CF (Domeizel et al., 2004).

#### Procedemento

Determinouse no mesmo extracto acuoso utilizado para a determinación do C soluble, medindo nun espectrofotómetro Varian Cary 100 a absorbancia a 465 nm ( $E_4$ ) e a 665 nm ( $E_6$ ), e calculando a relación de densidades ópticas como o cociente  $E_4/E_6$ .

#### 3.2.18. Nitróxeno soluble

A determinación do nitróxeno soluble en auga do compost, ademais de ser un indicador da biodegradabilidade da materia orgánica (ao igual que o C soluble), é interesante para determinar

a relación C/N na fracción acuosa, que numerosos autores propoñen como índice de madurez en compost (Iglesias et al., 2008).

#### *Procedemento*

Determinouse no mesmo extracto acuoso utilizado para a determinación do C soluble. Primeiro diluíuse o extracto dez veces, e desta dilución tomáronse 50 mL, nos que se determinou o N polo método de Kjeldahl, tal como se explicou no apartado 3.2.15.

### **3.2.19. Polisacáridos e lignina**

Os materiais estruturais presentes nos residuos vexetais son polímeros que se atopan unidos mediante interaccións químicas e físicas, constituíndo a parede primaria e secundaria das células, así como o material intercelular. Pódense diferenciar dous tipos de materiais estruturais: unha fracción constituída por lignina e outra constituída por polisacáridos (holocelulosa). Nesta última distínguense á súa vez dúas fraccións: celulosa e hemicelulosas.

A celulosa é o biopolímero máis abundante da natureza, sendo un compoñente estrutural das membranas celulares de todas as plantas. Trátase dun polímero lineal de unidades de glicosa (>10 000) unidas por enlaces  $\beta(1\rightarrow4)$  glicosídicos. As hemicelulosas son arabinoxilanos, consistentes nunha cadea de  $\beta$ -D-xilosas unidas por enlaces  $1\rightarrow4$  glicosídicos, con cadeas laterais de  $\alpha$ -D-arabinosas nas posicións C2 ou C3. Representan entre o 5% e o 35% dos polisacáridos de tecidos leñosos (Kögel-Knabner, 2002). A relación arabinosa/xilosa é característica de cada tipo de planta, por exemplo é maior en leguminosas que en gramíneas, e tamén determina a velocidade de descomposición, sendo menor canto maior é a ramificación e por tanto a relación arabinosa/xilosa (Gunnarson et al., 2008). A lignina é un polímero tridimensional de elevado peso molecular composto por unidades de fenilpropano, que lle dá rixidez ás membranas celulares, enchendo os espazos entre os polisacáridos lineais. Tamén protexe as membranas da descomposición microbiana. Non aparece nos musgos, algas nin microorganismos. Parte das celulosas e hemicelulosas están unidas á lignina formando o chamado complexo lignocelulósico, de estrutura incerta.

A proporción de cada compoñente nas mostras determinouse mediante hidrólise ácida cuantitativa seguindo o método descrito por Vázquez et al. (1991).

#### *Procedemento*

500 mg de compost seco a 60°C e moído atacáronse primeiro con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ao 72% a 30°C durante unha hora, e a continuación, despois de diluír o medio ata o 4% de ácido sulfúrico, atacáronse

durante unha hora máis a 121°C. O residuo sólido que se obtivo, e que se separou por filtración, é a lignina de Klason, mentres que na fase líquida atópanse os produtos de hidrólise da celulosa e as hemicelulosas: glicosa, xilosa e arabinosa, entre outros compostos. No filtrado determináronse as concentracións de glicosa, xilosa e arabinosa, mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) nun equipo Agilent 1100 (Palo Alto, California), con unha columna de exclusión iónica Interaction ION-300 (Transgenomic Inc., USA), e detector de IR e UV. As condicións da separación foron as seguintes: 50°C, fase móbil, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,01 M, velocidade de fluxo 0,4 mL min. A concentración de celulosa determinouse como a concentración de glicosa, e a de hemicelulosa sumando as concentracións de xilosa e arabinosa (Spigno et al., 2008). Aínda que a glicosa tamén forma parte das hemicelulosas, os métodos de análise de celulosa e hemicelulosas non permiten diferenciar qué porcentaxe da glicosa forma parte da celulosa e cal das hemicelulosas.

#### *Reactivos*

- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 72%: 730 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado lévanse a un litro con auga destilada.

#### **3.2.20. Fraccionamento de materia orgánica**

A caracterización da materia orgánica do compost úsase a miúdo como medida de madurez, posto que se acepta que a humificación da materia orgánica incrementase durante o tempo de compostaxe (García-Gómez et al., 2005). Para a súa análise nos compost e vermicompost de bagazo realizouse un fraccionamento segundo o método oficial do MAPA (1991), baseado na extracción da materia orgánica humificada con unha disolución de pirofosfato-sosa.

#### *Procedemento*

Para a extracción das substancias húmicas, 0,5 g de compost seco a 60°C axitáronse con 200 mL de disolución de pirofosfato-sosa durante unha hora. A continuación centrifugouse a 4500 rpm durante 25 minutos e separouse o sobrenadante. Sobre o sólido engadíronse 200 mL da disolución de pirofosfato-sosa e repetiuse a extracción. Centrifugouse de novo, separouse o sobrenadante e repetiuse a extracción de modo sucesivo ata cinco veces en total, xuntando todos os sobrenadantes separados en cada repetición, e enrasando a un litro con auga destilada. Esta primeira fracción contén o total das substancias húmicas do compost (CHT). En alícuotas deste extracto determinouse o carbono por oxidación húmida con dicromato de potasio 1,8 N e valoración con sal de Mohr 0,2 N do modo xa descrito (apartado 3.2.16).

Unha porción de 50 mL do extracto levouse a pH 1 con ácido sulfúrico 1:1, axitando lentamente e deixouse repousar durante oito horas para precipitar a fracción húmica. Pasado este tempo, centrifugouse a 4500 rpm durante 25 minutos como máximo, e filtrouse para separar os ácidos húmicos. O precipitado lavouse dúas veces con ácido sulfúrico 0,001 N e redisolveuse en hidróxido sódico 0,5 N, levando finalmente a 50 mL con auga destilada. En alícuotas deste extracto determinouse o carbono por oxidación húmida con dicromato de potasio 1,8 N e valoración con sal de Mohr do modo xa descrito. Esta fracción contén o carbono húmico (CH). O carbono fúlvico (CF) determinouse por diferenza entre o carbono húmico total e o carbono húmico.

A partires dos datos do fraccionamento calculáronse os seguintes parámetros: o índice de humificación (IH):

$$IH = 100 \cdot \frac{CH}{TOC}$$

a relación de humificación (RH):

$$RH = 100 \cdot \frac{CHT}{TOC}$$

e a relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (CH/CF), que é o cociente entre o carbono húmico e o carbono fúlvico.

#### Reactivos

- Pirofosfato sódico ( $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ ) 0,1N-hidróxido sódico (NaOH) 0,1N: 42,5 g de  $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  e 4,0 g de NaOH disólvense en auga destilada, enrasando a un litro.
- Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 98%.
- Ácido sulfúrico 1:1: mesturar nun vaso de precipitados volumes iguais de auga destilada e  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado.
- Ácido sulfúrico 0,1 N: 5,3 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico 0,001 N: prepárase levando 1 mL da disolución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,1 N a 100 mL con auga destilada.
- Hidróxido sódico (NaOH) 0,5 N: 20 g de NaOH disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

- Dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 1,8 N: 88,26 g de  $K_2Cr_2O_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de  $CO_2$ , e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL. A disolución debe ser dunha cor azulada, nunca verde ou amarela, que significaría que está estragada, e debe gardarse en ausencia de luz e durante poucos días. Debe valorarse cada vez que se use.
- Ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) 85%.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de  $H_2SO_4$  concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de  $K_2Cr_2O_7$  seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

### 3.2.21. Compostos fenólicos

Os compostos fenólicos presentes en numerosos residuos, procedentes da degradación da lignina, poden ser inhibidores da xerminación. A fracción soluble en auga inclúe aqueles de estrutura simple e baixo peso molecular, e ademais de como indicativos da fitotoxicidade dun material, poden usarse como indicativos da evolución do proceso de compostaxe (Saviozzi et al., 1987).

O contido dos compostos fenólicos determinouse mediante separación cromatográfica en extractos acuosos 1:10 (peso:volume). Algúns autores usan esta mesma relación (Pascual et al., 1997; Sánchez-Monedero et al., 1999), e outros realízanos en extractos 1:20 (Albuquerque et al., 2006), non existindo un método de extracción específico de compostos fenólicos en compost.

#### *Procedemento*

10 gramos de compost axitáronse con 100 mL de auga destilada durante dúas horas a temperatura ambiente, centrifugouse e filtrouse por 0,45  $\mu m$ . Os compostos fenólicos determináronse por HPLC nun equipo Agilent 1200 (Palo Alto, CA), con detector UV a 276 nm, e unha columna en fase reversa Zorbax SB-Aq (Agilent, Palo Alto, CA). A separación realizouse durante 35 minutos a 35 °C, con un fluxo da fase móbil de 1 mL  $min^{-1}$ . A fase móbil consistiu nun gradiente lineal de concentración desde o 100% de A ao 52% de A (e 48% de B), sendo A unha disolución acuosa de ácido fórmico ao 2,5% (v/v) e B metanol.

### 3.2.22. Ácidos orgánicos

Durante a descomposición da materia orgánica fresca prodúcense ácidos orgánicos de baixo peso molecular, que foron atopados en compost de diversas orixes, e aos que se lles atribúen efectos fitotóxicos (Pascual et al., 1997; Himanen et al., 2006), sendo os principais o acético, propiónico, butírico, e valérico (Brinton, 1998). No solo outros ácidos orgánicos son producidos de maneira natural polas raíces, especialmente en situacións de falta de nutrientes ou toxicidade por aluminio, principalmente ácido cítrico, málico e oxálico (Jones, 1998). Sen embargo, os de menor peso molecular, acético, propiónico e butírico, inhiben o crecemento das raíces e afectan á nutrición das plantas, reducindo a absorción de P, K, Si, Mg, Ca e amonio. Estes ácidos orgánicos danan as raíces producindo unha lignificación anormal da parede celular, entre outros efectos, o que impide a absorción de nutrientes e dificulta a difusión de osíxeno (Armstrong e Armstrong, 1999).

Posto que non existen métodos estandarizados para a extracción de ácidos orgánicos en compost, neste traballo determináronse en extractos acuosos con unha relación 1:10 (m/v), ao igual que outros autores (Pascual et al., 1997; Sánchez-Monedero et al., 1999), que tamén determinan fenóis e ácidos orgánicos no mesmo extracto.

#### *Procedemento*

10 gramos de compost axitáronse con 100 mL de auga destilada durante dúas horas a temperatura ambiente, centrifugouse e filtrouse por 0,45  $\mu\text{m}$ . A determinación dos ácidos fórmico, acético, e láctico, realizouse mediante cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) nun equipo Agilent 1100 (Palo Alto, California). A separación realizouse nas condicións descritas anteriormente para a análise de polisacáridos e lignina (apartado 3.2.19).

### 3.2.23. Capacidade de cambio de catións

A capacidade de cambio de catións é unha medida da carga negativa do compost, que se orixina na disociación dos grupos funcionais ácidos. Trátase polo tanto, dunha carga variable co pH, de modo que a carga negativa, e por tanto a capacidade de cambio de catións, se incrementa a medida que sube o pH. Determinouse segundo o método descrito por Gillman et al. (1983).

#### *Procedemento*

A cinco gramos de mostra seca ao ar engadíronselles 25 mL de cloruro amónico 1 M, axitouse manualmente, e deixouse en contacto durante catorce horas. A continuación filtrouse por

Whatman nº 40 e lavouse con 75 mL da mesma disolución de cloruro amónico. Os filtrados analizáronse por espectrofotometría de absorción con chama, para Al, Ca e Mg, e de emisión, para Na e K, nun equipo Varian 220FS, e cuantificáronse por comparación con patróns en cloruro amónico para cada elemento. Para a determinación de Ca e Mg engádesse unha disolución de La de 10.000 ppm en proporción 1:10. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

A capacidade de cambio determinouse como a suma de bases (Ca, Mg, Na e K) e Al, e expresouse en  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  sobre peso seco.

#### *Reactivos*

- Cloruro amónico ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 1M:
- Patrón de La de  $10.000 \text{ mg L}^{-1}$ : 2,67 g de cloruro de lantano heptahidrato ( $\text{LaCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) disólvense en auga destilada e enrásase a 100 mL.
- Patróns de Al, Ca, Mg, Na e K de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Al, Ca, Mg, Na e K de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ : lévanse 5 ml do patrón de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  correspondente a 100 ml con auga destilada.

#### **3.2.24. Elementos totais**

A determinación dos elementos metálicos totais en compost realízase habitualmente tras a dixestión da mostra con ácidos fortes concentrados, aínda que os ácidos empregados e os procedementos de dixestión varían segundo o método. Neste caso, determináronse nos compost finais segundo a norma EN 13650 (AENOR, 2002a), que utiliza auga rexa para a dixestión.

#### *Procedemento*

Pesáronse entre 1 e 3 gramos de mostra seca a  $65^\circ\text{C}$  e finamente moída, e humedecéronse con 1 mL de auga destilada nun matraz de reacción. Engadíronse 21 mL de ácido clorhídrico ao 37% axitando, e a continuación 7 mL de ácido nítrico concentrado gota a gota. Deixouse repousar durante 16 horas a temperatura ambiente para a completa oxidación da materia orgánica. A continuación situouse o matraz no baño de area e levouse a refluxo durante dúas horas. Unha vez fría a mestura, transferiuse o contido do matraz de reacción a un matraz aforado de 100 mL, lavando o matraz de reacción un mínimo de tres veces con auga destilada para transferir o residuo insoluble. Enrasouse con auga, axitouse e deixouse repousar para a sedimentación do residuo insoluble. Finalmente filtrouse o sobrenadante por papel de filtro de celulosa sen cinsas.



En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra. Como control de calidade utilizouse o material de referencia CRM 143 (solo fertilizado con lodos de depuradora).

No filtrado determináronse os elementos Ca, Mg, Mn, Cd, Cu, Cr, Ni, Zn, Fe e Pb por espectroscopía de absorción atómica de chama, e K, por espectroscopía de emisión atómica, nun espectrofotómetro Varian SpectraAA 220FS, mentres que P determinouse por formación do complexo fosfomolibdico e detección espectrofotométrica a 840 nm (Olsen e Sommers, 1982) nun equipo Varian Cary100.

### Reactivos

- Ácido clorhídrico 37%.
- Ácido nítrico 60%.
- Patrón de La de 10.000 mg L<sup>-1</sup>: 2,67 g de cloruro de lantano heptahidrato (LaCl<sub>3</sub>·7H<sub>2</sub>O) disólvense en auga destilada e enrásase a 100 mL.
- Patróns de Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 50 mg L<sup>-1</sup>: lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg L<sup>-1</sup> correspondente a 100 ml con auga destilada.
- p-nitrofenol 0,3%: 0,3 g de p-nitrofenol lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Amoníaco (NH<sub>3</sub>) 0,5M: 38 mL de amoníaco 25% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0,5M: 27 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Solución A: por un lado disólvense 0,1116 g de tartrato de antimonio e potasio (C<sub>8</sub>H<sub>4</sub>K<sub>2</sub>O<sub>12</sub>Sb<sub>2</sub>·3H<sub>2</sub>O) en 500 mL de auga destilada, e por outro lado 4,8 g de molibdato amónico ((NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·4H<sub>2</sub>O) en 250 mL de auga destilada. Mestúranse as dúas disolucións, engádense pouco a pouco 55 mL de ácido sulfúrico concentrado, pásase a un matraz de un litro e agárdase que enfrie antes de enrasar. Esta disolución debe gardarse nunha botella de plástico opaco
- Solución B: disólvese 1 g de ácido ascórbico (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub>) en 100 mL de solución A; debe prepararse xusto antes de usala.
- Disolución patrón de fósforo 50 mg L<sup>-1</sup>: disólvense 0,2195 g de dihidróxeno fosfato de potasio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) en 400 mL de auga destilada, engádense 1 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado e enrásase a un litro con auga destilada.

### 3.2.25. Nitróxeno inorgánico asimilable

As formas de N inorgánico (nitrato e amonio) dos compost determináronse segundo o método da FCQAO (1994). O amonio fórmase tras a mineralización das proteínas e péptidos, sendo transformado a continuación en nitrato por bacterias nitrificantes, cando as condicións de temperatura, pH e aireación son adecuadas. Posto que estas formas de N son as únicas formas asimilables polas plantas, a súa concentración no compost é indicativa do seu poder fertilizante.

#### *Procedemento*

20 g de compost foron axitados en botes de polietileno con 200 mL de disolución 0,0125 M de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  durante dúas horas. Filtrouse por papel de filtro Whatman nº 40 e no filtrado determináronse o nitrato e o amonio por destilación de xeito semellante ao seguido na determinación do nitróxeno total, pero usando nas valoracións ácido sulfúrico 0,005 N. De cada mostra fíxose unha primeira valoración destilando o extracto con MgO; a continuación valorouse unha segunda alícuota engadindo MgO e aleación Devarda (Keeney e Nelson, 1982). Da valoración con MgO obtívose directamente o contido en amonio; da destilación con MgO e aleación Devarda obtívose o contido en nitrato e amonio, de modo que o contido en nitrato obtívose restando os resultados das dúas valoracións.

O contido en nitróxeno, en miligramos por kilogramo de mostra seca, calculouse mediante a seguinte fórmula:

$$\text{mg N kg}^{-1} = \frac{(M - B) \cdot N_A \cdot 14 \cdot 1000 \cdot 50 / 5}{m \cdot MS}$$

onde  $M$  é o volume de ácido gastado na valoración pola mostra,  $B$  é o volume gastado polo branco,  $N_A$  é a normalidade do ácido utilizado na valoración,  $m$  a masa de mostra, e  $MS$  o peso seco da mostra en tanto por un.

#### *Reactivos*

- Cloruro de calcio ( $\text{Cl}_2\text{Ca}$ ) 0,0125 M: 1,39 g de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  anhidro disólvense e lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico 0,1 N: 5,3 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico 0,005 N: prepárase levando 5 mL da disolución de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,1 N a 100 mL con auga destilada.

- Óxido de magnesio (MgO).
- Aleación Devarda.

### 3.2.26. Magnesio asimilable

Posto que as concentracións totais non son boas medidas da dispoñibilidade de nutrientes e metais pesados, é habitual medir as súas concentracións noutros extractos. Entre os métodos para a avaliación do poder fertilizante do compost, están os métodos da Axencia Alemana para a Calidade do Compost (FCQAO), baseados na extracción de nutrientes con sales e axentes complexantes. Seguindo o método da FCQAO (1994), o Mg asimilable determinouse tras extracción con  $\text{Cl}_2\text{Ca}$ .

#### *Procedemento*

20 g de compost foron axitados en botes de polietileno con 200 mL de disolución 0,0125 M de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  durante dúas horas. Filtrouse por papel de filtro Whatman nº 40 e no filtrado determinouse o Mg por espectroscopía de absorción atómica nun espectrofotómetro Varian 220FS.

#### *Reactivos*

- Cloruro de calcio ( $\text{Cl}_2\text{Ca}$ ) 0,0125 M: 1,39 g de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  anhidro disólvense e lévanse a un litro con auga destilada.

### 3.2.27. Fósforo e potasio asimilables

Seguindo o método da FCQAO (1994), P e K asimilables determináronse no extracto CAL, unha combinación de complexantes en medio ácido que simula as condicións da rizosfera.

#### *Procedemento*

20 g de compost foron axitados en botes de polietileno con 200 mL de disolución CAL (acetato cálcico 0,05 M, lactato cálcico 0,05 M e ácido acético 0,3 M tamponados a pH 4,1) durante dúas horas, e filtrouse o extracto por papel de filtro Whatman nº 40. O P determinouse no filtrado por colorimetría, nun espectrofotómetro Varian Cary100, medindo a absorbancia a 840 nm tras formación do complexo fosfomolibdico (Olsen e Sommers, 1982), e o K por emisión atómica nun espectrofotómetro Varian 220 FS.

### Reactivos

- CAL: disólvense 7,91 g de acetato cálcico ( $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{COO})_2$ ) anhidro, 15,41 g de lactato cálcico ( $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{CHOHCOO})_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ), e 17,1 mL de ácido acético nun litro de auga destilada. O pH debe ser 4,1.
- p-nitrofenol 0,3%: 0,3 g de p-nitrofenol lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) 0,5M: 38 mL de amoníaco 25% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 0,5M: 27 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Solución A.
- Solución B.
- Disolución patrón de fósforo 50 mg L<sup>-1</sup>: disólvense 0,2195 g de dihidróxeno fosfato de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) en 400 mL de auga destilada, engádese 1 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado e enrásase a un litro con auga destilada.
- Patrón de K de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Panreac S.A., Barcelona).
- Patrón de K de 50 mg L<sup>-1</sup>: lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg L<sup>-1</sup> a 100 ml con auga destilada.

### 3.2.28. Elementos solubles en $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$

Dentro dos extractantes dispoñibles para a determinación da dispoñibilidade de elementos en compost, o DTPA é un dos máis utilizados, normalmente en combinación con sales neutras, de modo que se simula a un tempo o efecto de desorción do complexo de cambio e o efecto complexante dos ácidos orgánicos da rizosfera. Os elementos solubles neste extracto determináronse segundo a norma EN 13651 (AENOR, 2002b), usándose para ter unha medida da dispoñibilidade dos nutrientes aportados polo compost durante un cultivo.

### Procedemento

Unha masa de mostra fresca menor de 20 mm equivalente a un volume de 60 mL axitouse con 300 mL de disolución extractante (cloruro cálcico-DTPA, CAT) durante unha hora. Filtrouse o extracto por papel de filtro Whatman nº 40 e nos filtrados determináronse Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Cr e Ni por absorción atómica en chama, nun espectrofotómetro Varian 220 FS; Na e K, por emisión atómica en chama, no mesmo equipo; P por colorimetría nun espectrofotómetro Varian Cary100, medindo a absorbancia a 840 nm tras formación do complexo fosfomolibdico (Olsen e Sommers, 1982); e nitrato e amonio por destilación e valoración con MgO e aleación

Devarda do modo descrito no apartado 3.2.25 (Keeney e Nelson, 1982). En paralelo ás determinacións levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

### Reactivos

- Disolución concentrada (CAT): 14,7 g de cloruro cálcico dihidrato ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) e 7,88 g de ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA,  $\text{C}_{14}\text{H}_{23}\text{N}_3\text{O}_{10}$ ) disólvense nuns 800 mL de auga quente en axitación. Despois de enfriar a temperatura ambiente transvásase a disolución a un matraz aforado de 100 mL e enrásase con auga destilada.
- Disolución extractante (CAT): faise unha dilución 1:9 da disolución anterior e axústase o pH a 2,60-2,65. A concentración final desta disolución é 0,01 M de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  e 0,002 M de DTPA.
- p-nitrofenol 0,3%: 0,3 g de p-nitrofenol lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) 0,5M: 38 mL de amoníaco 25% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) 0,5M: 27 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Solución A (apartado 3.2.24).
- Solución B (apartado 3.2.24).
- Disolución patrón de fósforo 50 mg  $\text{L}^{-1}$ : disólvense 0,2195 g de dihidróxeno fosfato de potasio ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) en 400 mL de auga destilada, engádese 1 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado e enrásase a un litro con auga destilada.
- Patrón de La de 10.000 mg  $\text{L}^{-1}$ : 2,67 g de cloruro de lantano heptahidrato ( $\text{LaCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) disólvense en auga destilada e enrásase a 100 mL.
- Patróns de Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 1000 mg  $\text{L}^{-1}$  (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 50 mg  $\text{L}^{-1}$ : lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg  $\text{L}^{-1}$  correspondente a 100 ml con auga destilada.

### 3.2.29. Elementos solubles en auga

Debido a que as fraccións solubles en auga son as que están inmediatamente dispoñibles para plantas e microorganismos, é habitual determinar as concentracións de elementos en auga, tratándose dunha medida da súa biodispoñibilidade inmediata. Os elementos solubles en auga determináronse segundo a norma EN 13652 (AENOR, 2002c).

### Procedemento

Unha masa de mostra fresca menor de 20 mm equivalente a un volume de 60 mL axitouse con 300 mL de auga destilada durante unha hora. Filtrouse o extracto por papel de filtro Whatman nº 40 e nos filtrados determináronse Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Cr e Ni por absorción atómica en chama, nun espectrofotómetro Varian 220 FS; Na e K, por emisión atómica en chama, no mesmo equipo; P por colorimetría nun espectrofotómetro Varian Cary100, medindo a absorbancia a 840 nm tras formación do complexo fosfomolibdico do modo xa explicado no apartado (Olsen e Sommers, 1982); e nitrato e amonio por destilación e valoración con MgO e aleación Devarda do modo descrito no apartado 3.2.25 (Keeney e Nelson, 1982). En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

### Reactivos

- p-nitrofenol 0,3%: 0,3 g de p-nitrofenol lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Amoníaco (NH<sub>3</sub>) 0,5M: 38 mL de amoníaco 25% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0,5M: 27 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Solución A (apartado 3.2.24).
- Solución B (apartado 3.2.24).
- Disolución patrón de fósforo 50 mg L<sup>-1</sup>: disólvense 0,2195 g de dihidróxeno fosfato de potasio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) en 400 mL de auga destilada, engádese 1 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado e enrásase a un litro con auga destilada.
- Patrón de La de 10.000 mg L<sup>-1</sup>: 2,67 g de cloruro de lantano heptahidrato (LaCl<sub>3</sub>·7H<sub>2</sub>O) disólvense en auga destilada e enrásase a 100 mL.
- Patróns de Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Ca, Mg, K, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 50 mg L<sup>-1</sup>: lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg L<sup>-1</sup> correspondente a 100 ml con auga destilada.

### 3.2.30. Cobre asociado a materia orgánica

O cobre asociado a materia orgánica nos compost determinouse directamente no extracto de pirofosfato-sosa do fraccionamento de materia orgánica (apartado 3.2.20). Mediuse por ICP-OES, nun equipo PerkinElmer Optima 4300 DV.

### 3.2.31. Estabilidade da materia orgánica

O termo estabilidade refírese á actividade da biomasa microbiana e ao grao de biodisponibilidade da materia orgánica, e está ligada á indicadores biolóxicos como a respiración microbiana, xa sexa como toma de O<sub>2</sub> ou como liberación de CO<sub>2</sub>, ou a liberación de calor (Benito et al., 2003; Wang et al., 2004), que se reducirán canto maior sexa a estabilidade do compost, posto que a materia orgánica biodisponible sostén a actividade microbiana (Cooperband et al., 2003). Os métodos baseados na produción de CO<sub>2</sub>, como o que se usou aquí, están moi estendidos para a análise de compost, debido a que o equipamento que se usa é sinxelo e doado de usar, e incluso existen kits comerciais para a súa determinación directa como o Solvita<sup>®</sup> (Barrena et al., 2006). Aquí, a estabilidade do compost determinouse por respirometría de CO<sub>2</sub> segundo o método TMECC 05.08-B (Thompson et al., 2002).

#### *Procedemento*

25 g de compost foron humectados e preincubados en estufa a 25°C durante 48 horas, antes de ser transferidos a frascos de vidro de 1 L, cada un contendo un vaso con 20 mL de NaOH 1 N. Pechouse o tarro hermeticamente e incubouse a 37°C durante catro días. A taxa de respiración seguiuase diariamente mediante a valoración da disolución de NaOH con HCl 1 N, determinándose o CO<sub>2</sub> liberado. Os resultados expresáronse en mg CO<sub>2</sub>-C por gramo de materia orgánica e día.

#### *Reactivos*

- Hidróxido sódico (NaOH) 1 N: 40 g de NaOH disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.
- Ácido clorhídrico (HCl) 1 N: 83 mL de HCl 37% lévanse a un litro con auga destilada.

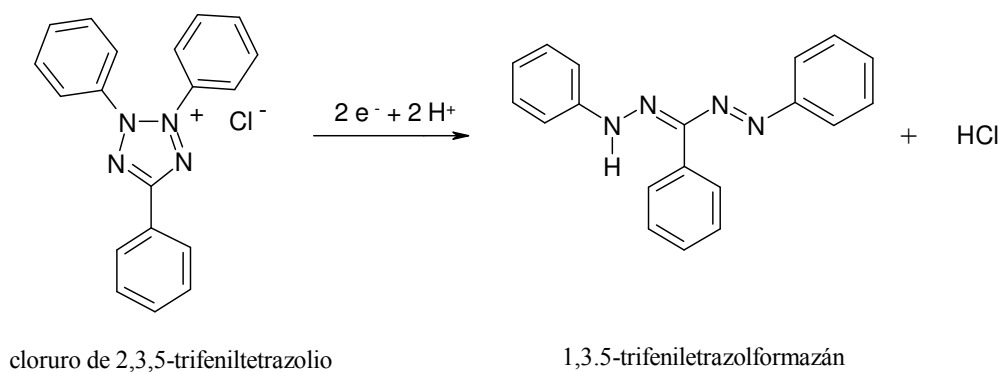
### 3.2.32. Actividade dehidroxenasa

As dehidroxenasas son un grupo de enzimas que se atopan en practicamente todos os microorganismos, polo que son moi utilizadas para a determinación de cambios producidos en solos en resposta a factores como a contaminación. A súa medida está moi estendida en diversos campos: solos contaminados con metais ou con hidrocarburos, sedimentos (Mosher et al., 2003; Neto et al., 2007) e compost (Tiquia, 2005; Barrena et al., 2008). Trátase de oxidorreductasas que participan nos procesos de respiración celular, oxidando compostos orgánicos mediante a transferencia de pares de electróns desde o substrato a NAD<sup>+</sup> ou NADP<sup>+</sup>. A actividade

dehidroxenasa (DHA), por ser intracelular e funcionar só en células viables, utilízase tamén como indicadora da actividade microbiana en relación á mineralización. Demostrouse a súa correlación coa respiración microbiana, o carbono biomasa, a actividade proteolítica e o potencial de nitrificación (Tabatabai, 1982).

A actividade dehidroxenasa está ligada a un grupo de enzimas que participan nos procesos metabólicos que producen enerxía en forma de ATP a través da oxidación da materia orgánica, e que son especialmente interesantes durante o proceso de compostaxe (Barrena et al., 2008). A súa determinación en solos é moi habitual, pero non tanto en compost. Aínda así, existen algúns traballos recentes nos que se atopou correlación entre esta medida en compost e outros parámetros como a respiración, a temperatura ou o contido en N (Benítez et al., 2005; Tiquia, 2005).

A actividade dehidroxenasa determínase a través da reacción do solo con unha sal de tetrazolio, que compite coas moléculas de O<sub>2</sub> para aceptar electróns, dando como resultado un formazán coloreado. Ente os compostos que se utilizan para este ensaio están o TTC (cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio), o INT (cloruro de 2-(*p*-iodofenil)-3(*p*-nitrofenil)-5-feniltetrazolio) e o CTC (cloruro de 5-ciano-2,3-ditoliltetrazolio). Aquí, a actividade dehidroxenasa determinouse segundo o método descrito por Tabatabai (1982), baseado na redución de TTC a TPF, que se usa como medida da actividade dehidroxenasa desde que Lenhard (1956) introduciu o método nos anos 50. A reacción que ten lugar é a seguinte:



Existen varios traballos nos que se comparan os resultados obtidos cos dous principais aceptores utilizados para este ensaio, o TTC e o INT, pero as conclusións dos diferentes autores varían: segundo Benefield et al. (1977), Trevors (1984) e Farini et al. (1988) concluíron nos seus estudos que era preferible o método con INT, mentres que Gong (1997) estima que o TTC é mellor e que os resultados dos outros autores se debían a que as condicións do ensaio con TTC estaban moi por debaixo das óptimas.



### Procedemento

A 20 gramos de mostra húmida engadíronselles 0,2 g de  $\text{CaCO}_3$  e mesturáronse ben. Tomáronse tres porcións de 3 g e en tubos de ensaio engadíuselles 1 mL de disolución de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio (TTC) ao 3% e 5 mL de auga destilada, axitando ben para que a mestura fose boa. Ao resto da mestura determinóuselle a humidade en estufa a  $105^\circ\text{C}$ . Os tubos incubáronse a  $37^\circ\text{C}$  durante 24 horas e a continuación engadíronselles 10 mL de metanol e filtráronse por papel de filtro Whatman nº 40, lavando con metanol ata que desapareceu a cor vermella e levando a 100 mL con metanol. Determinouse o 1,3,5-trifeniltetrazolformazán (TPF) formado, en espectrofotómetro UV-VIS a 485 nm, comparando os datos coa recta de calibrado realizada con patróns de TPF en metanol. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra. Os resultados expresáronse en miligramos de TPF por cen gramos de mostra seca e por día.



Figura 42. Extracción do TPF formado durante a determinación da actividade dehidroxenasa en compost.

### Reactivos

- Carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ).
- Cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio 3%: 1,5 g de cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio (TTC) disólvense en aproximadamente 50 mL de auga destilada. A disolución debe prepararse frecuentemente e gardarse protexida da luz, posto que o TTC se degrada a TPF moi rapidamente.
- Disolución stock de 1,3,5-trifeniltetrazolformazán: disólvense 100 mg de 1,3,5-trifeniltetrazolformazán (TPF) en 80 mL de metanol e lévanse a 100 mL con metanol.
- Disolución nai de TPF: 10 mL da disolución stock lévanse a 100 mL con metanol,

- Calibrado: prepáranse patróns de 1, 2, 5, 10 e 50 mg L<sup>-1</sup>, pipeteando 1, 2, 5, 10 e 50 mL da disolución nai e levándoos a 100 mL con metanol.

### 3.2.33. Biomasa fúnxica

O método utilizado baséase na determinación da quitina da parede celular dos fungos tras a súa hidrólise a N-acetilglucosamina, con algunhas modificacións para a análise de compost. A hidrólise da quitina a N-acetilglucosamina, seguida da determinación desta mediante colorimetría (Tsuji et al., 1969; Ride e Drysdale, 1972), é un método moi utilizado para a avaliación da biomasa en medios de fermentación. A quitina é un composto que non se atopa noutros microorganismos aparte dos fungos. O composto básico da parede celular dos fungos filamentosos é a quitina, un polímero lineal similar á celulosa, pero formada por unidades de N-acetilglucosamina, unidos por enlaces  $\beta$ -(1→4), en lugar de unidades de glicosa. Como as unidades de N-acetilglucosamina están cargadas negativamente, as fibras de quitina son polianiónicas e poden formar complexos con catións. A fixación de catións á matriz de quitina proporciónalle rixidez e resistencia á parede celular. A medida da biomasa fúnxica en compost é importante por dúas razóns: primeiro, as colonias de fungos son actores principais na descomposición da celulosa e a lignina, o que se debe ter en conta cando se traballa con residuos lignocelulósicos, e segundo, porque existen dúbidas sobre a capacidade dun dos métodos de estimación da actividade biolóxica máis utilizados, a actividade dehidroxenasa, para determinar a actividade biolóxica dos fungos (Praveen-Kumar e Tarafdar, 2003).

A determinación directa da biomasa fúnxica en substratos sólidos non é posible debido á dificultade para illar os micelios, que se asocian fortemente á matriz. Aínda que existen diversos métodos indirectos para determinar a actividade fúnxica, como a medida do ATP ou actividades enzimáticas, a determinación analítica dos constituíntes das células dos fungos é a máis adecuada para a estimación da biomasa, posto que a actividade biolóxica pode variar no tempo para unha mesma colonia (Scotti et al., 2001).

#### *Procedemento*

Para a hidrólise da biomasa fúnxica, 3 g de compost seco a 60°C e moído tratáronse con 5 mL de ácido sulfúrico ao 72 %, nun axitador orbital, durante 30 minutos, en botellas de vidro. A continuación engadíronse 45 mL de auga destilada e autoclavouse a mestura durante 2 horas a 121°C. Filtrouse para separar o sólido e levouse o filtrado a pH 7,0 con NaOH 10M primeiro, e NaOH 0,5 M despois. Finalmente axustouse o volume a 100 mL.

Para a determinación da glucosamina diluíronse 1,5 mL do hidrolizado con 1,5 mL de disolución de NaNO<sub>2</sub> ao 5% e 1,5 mL de disolución de KHSO<sub>4</sub> ao 5%, e axitouse durante 15

minutos a 130 rpm a 25°C. Tomáronse dúas alicuotas de 1,5 mL do sobrenadante en tubos de ensaio e engadíronselles 0,5 mL de sulfamato amónico ao 12,5%. Despois de axitar de novo durante 5 minutos engadíronse 0,5 mL de disolución de MBTH (hidrocloruro de 3-metil-2-benzotiazolinona hidrazona) ao 0,5%, recentemente preparada. Quentáronse os tubos durante tres minutos a 100°C, enfriáronse con xeo e engadíronse 0,5 mL de disolución de FeCl<sub>3</sub> ao 0,5%. Finalmente leuse a absorbancia a 650 nm despois de 30 minutos.

A concentración de glucosamina determinouse por comparación con unha curva de calibrado realizada con patróns de 50, 100, 250 e 500 mg L<sup>-1</sup> de glucosamina, preparados a partir dunha disolución nai de 5 g L<sup>-1</sup> de glucosamina axustada a pH 7. Esta concentración de glucosamina pode convertirse en biomasa fúnxica utilizando as correlacións calculadas por Scotti et al. (2001) para colonias de fungos cultivadas no laboratorio. Usouse o valor medio para a pendente da recta de regresión biomasa/glucosamina de 111 mg de glucosamina por gramo de biomasa, polo que a concentración de glucosamina en compost transformouse en biomasa fúnxica de acordo coa seguinte expresión:

$$\text{Biomasa fúnxica (mg g}^{-1}\text{)} = \text{Glucosamina (mg g}^{-1}\text{)} \cdot 1000/111$$

#### Reactivos

- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 72%: 730 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Hidróxido sódico (NaOH) 10 M: 400 g de NaOH lévanse a un litro con auga destilada.
- Hidróxido sódico 0,5M: 2 g de NaOH lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Nitrito sódico (NaNO<sub>2</sub>) 5%: 5 g de NaNO<sub>2</sub> lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Bisulfato de potasio (KHSO<sub>4</sub>) 5%: 5 g de KHSO<sub>4</sub> lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Sulfamato amónico (NH<sub>4</sub>SO<sub>3</sub>NH<sub>2</sub>) 12,5%: 12,5 g de NH<sub>4</sub>SO<sub>3</sub>NH<sub>2</sub> lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Hidrocloruro de 3-metil-2-benzotiazolinona hidrazona 0,5%: 0,5 g de MBTH lévanse a 100 mL de auga destilada. Prepárase diariamente.
- Cloruro férrico (FeCl<sub>3</sub>) 0,5%: 0,5 g de FeCl<sub>3</sub> lévanse a 100 mL con auga destilada. Prepárase cada tres días e consérvase a 4°C.
- Disolución nai de glucosamina: 5 g de glucosamina disólvense en auga destilada e axústase o pH a 7, levando a un litro con auga destilada.
- Calibrado: prepáranse patróns de 50, 100, 250 e 500 mg L<sup>-1</sup> de glucosamina, a partir da disolución de 5 g L<sup>-1</sup>, pipeteando 1, 2, 5 e 10 mL desta e levando a 100 mL con auga destilada.

### 3.2.34. Ensaio de fitotoxicidade (xerminación en extracto acuoso)

A fitotoxicidade defínese como o fenómeno polo que unha substancia potencialmente prexudicial acumúlase nos tecidos dunha planta ata niveis que afectan o seu crecemento e desenvolvemento óptimos (Beckett e Davis, 1977). Segundo Zucconi et al. (1985), as plantas que se poñen nun medio fitotóxico reducen a súa taxa metabólica e o seu crecemento. O efecto da fitotoxicidade (ambiental) non é o mesmo en todas as plantas, pois tamén existe un factor específico (sensibilidade de cada planta). As substancias causantes de fitotoxicidade en compost son diversas, incluíndo moléculas orgánicas de baixo peso molecular, sales solubles ou metais pesados.

A fitotoxicidade determinouse mediante un test de xerminación moi utilizado para avaliar a presenza de substancias fitotóxicas en diferentes materiais. O uso de test de xerminación con extractos está moi estendido na análise de compost desde que foi introducido por Zucconi et al. (1981), aínda que as modificacións do procedemento orixinal son numerosas, tanto no modo de obtención do extracto como no tempo de contacto e nas especies utilizadas. Os test de xerminación con extractos son unha das probas máis usadas para a avaliación da fitotoxicidade en compost (Warman, 1999), principalmente porque permiten a avaliación dos efectos combinados de varias propiedades. Hai que ter en conta que algúns dos compostos que poden dar lugar a fitotoxicidade non se analizan habitualmente, ou poden ser difíciles de identificar, e por outra parte os efectos sinérxicos e antagónicos das diferentes substancias tóxicas non son medibles mediante determinacións químicas (Emino e Warman, 2004).

#### *Procedemento*

Tres gramos de compost axitáronse con auga en relación 1:10 (sobre peso seco), en botes de polietileno durante dúas horas, filtrándose o extracto por papel de filtro Whatman nº 40. En placas Petri de 65 mm dispuxéronse quince sementes de berro (*Lepidium sativum* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), ou Herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.), sobre papel de filtro, engadíronse 3 mL do extracto acuoso, e mantivéronse durante cinco días en estufa a 25°C e en ausencia de luz. Ao mesmo tempo fixéronse placas control engadindo auga destilada no lugar do extracto de compost. Finalizado o experimento contáronse as sementes xerminadas e medíronse as raíces de cada unha, determinándose o índice de xerminación segundo a seguinte expresión (Zucconi et al., 1985):

$$GI = PX \times \frac{L}{L_C}$$

onde  $GI$  é o índice de xerminación,  $PX$  a porcentaxe de sementes que xerminaron con respecto ao control,  $L$  a lonxitude media das raíces no extracto estudado, e  $L_C$  a lonxitude media das raíces no control.

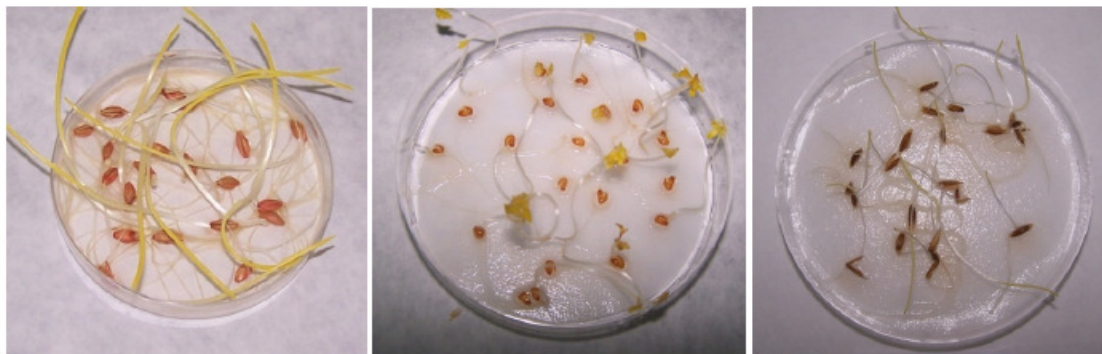


Figura 43. De esquerda a dereita, xerminación de sementes de cebada, berro e herba de Vigo.

### 3.2.35. Ensaio de fitotoxicidade (xerminación en extracto acuoso con imbibición)

Os test de xerminación con extractos, aínda tendo considerables vantaxes, presentan algúns problemas de repetibilidade (Warman, 1999). Wierzbicka e Obidzinska (1998) observaron que, en test de fitotoxicidade realizados en placas Petri, o patrón de penetración do Pb nas sementes era moi irregular, afectando significativamente aos resultados do test, e que a inmersión previa das sementes na disolución incrementaba a permeabilidade da membrana mellorando os resultados. Seguindo estas observacións, Villada et al. (2007) e Paradelo et al. (2008a) comprobaron que a imbibición previa melloraba a resposta do test de xerminación a disolucións acuosas de metais pesados, ácidos orgánicos e etanol, debido a un mellor contacto coa substancia fitotóxica e á maior cantidade desta. Por estas razóns, realizouse un segundo test no que se introduciu un paso previo de inmersión das sementes no extracto acuoso.

#### *Procedemento*

O test realizouse do mesmo modo explicado anteriormente (apartado 3.2.34), pero previamente á proba de xerminación as sementes foron somerxidas durante 24 h en 50 mL de cada extracto avaliado.

### 3.2.36. Ensaio de fitotoxicidade (test da cebada)

As probas de crecemento directo para a determinación da fitotoxicidade son máis fiables que as de xerminación, aínda que presentan como inconveniente que consumen máis tempo e maior

cantidad de mostra. A Axencia Alemana para a Calidade do compost usa test de crecemento directo con berro ou cebada como indicadores da fitotoxicidade dun substrato ou da súa potencial utilización. Estes test usan medios de crecemento fertilizados para evitar que os efectos derivados da presenza ou ausencia de nutrientes interfiran no crecemento das plantas e enmascaren os posibles efectos fitotóxicos. Neste caso usouse o test da cebada, segundo o describe a FCQAO (1994).

#### *Procedemento*

Realizáronse mesturas dun substrato comercial (Blumenerde) e compost ao 25 e 50%. Tres recipientes plásticos de 12 cm de diámetro e 7 cm de altura enchéronse con uns 400 mL de cada mestura, e sementáronse 50 sementes de cebada (*Hordeum vulgare* L.) en cada un. Engadiuse un fertilizante líquido (Welgro Standard Plus comercial, Química Masso S.A., Barcelona, con 17% N, 15% K<sub>2</sub>O, 30% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 0,13% Fe, 0,052% Mn, 0,06% Zn, 0,02% B e 0,005% Mo) para obter concentracións finais de 220 mg de N, 160 mg de K, e 170 mg de P por litro de mestura. Como control usouse o substrato comercial ao 100%. Os recipientes cubríronse para reducir a evaporación e incubáronse nunha cámara de crecemento durante dez días a 20°C, con unha intensidade lumínica de 2150 lux e un fotoperíodo de doce horas. Rexistrouse o número de plantas existentes os días terceiro, sétimo e décimo, no cal se cortaron todas as plantas a nivel da superficie. Pesáronse as plantas en fresco e tras secado a 65°C. Os resultados de produtividade vexetal expresáronse como porcentaxe de peso fresco (FM<sub>25</sub> e FM<sub>50</sub>, segundo a proporción de compost na mestura sexa o 25 ou o 50%, respectivamente) ou peso seco (DM<sub>25</sub> e DM<sub>50</sub>) con respecto ao control.

#### **3.2.37. Ensaio de substitución de turba**

Coa finalidade de coñecer as posibilidades dos compost para ser utilizados na elaboración de substratos para viveiros, realizouse unha proba de crecemento con cebada baseada no test da cebada da FCQAO (1994), utilizando turba para realizar as mesturas no lugar do substrato control empregado no test da cebada (Moldes et al., 2006). As limitacións crecentes á extracción de turba, debido ao seu importante impacto ambiental, é unha das principais razóns para a substitución da turba por outros materiais na elaboración de substratos.

#### *Procedemento*

Este ensaio é similar ao descrito no apartado 3.2.36, coa diferenza de que as mesturas realizáronse con turba de *Sphagnum* (Miksskaar AS) no lugar do substrato comercial. Polo

demais, unha vez realizadas as mesturas de compost e turba correspondentes, estas fertilizáronse e incubáronse do modo que se describe nese apartado. Os resultados de produtividade vexetal expresáronse como porcentaxe de peso fresco (FM<sub>25</sub> e FM<sub>50</sub>, segundo a proporción de compost na mestura sexa o 25 ou o 50%, respectivamente) ou peso seco (DM<sub>25</sub> e DM<sub>50</sub>) con respecto ao substrato control do test da cebada (apartado 3.2.36), non con respecto á turba sen mesturar.

### **3.2.38. Preparación e análise do extracto acuoso**

Para o seguimento dos materiais en compostaxe dos experimentos dos apartados 4.2 e 4.3 preparouse un único extracto acuoso no que se determinaron pH, condutividade eléctrica, C e N solubles, a relación E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>, nutrientes, e fitotoxicidade. O extracto preparouse segundo o descrito por Gigliotti et al. (2002).

#### *Procedemento*

Para a preparación do extracto acuoso pesouse unha cantidade de mostra fresca equivalente a 10 g de mostra seca a 105°C, e engadíuselle auga destilada ata completar unha relación sólido: líquido 1:10 (m/v). Axitouse a temperatura ambiente durante 24 horas, centrifugouse a 2000 g durante dez minutos, e filtrouse, primeiro por papel de filtro Whatman 40 e despois por filtros de celulosa de 0,45 µm. Os extractos almacenáronse a 4°C.

#### *pH*

O pH determinouse directamente no extracto acuoso con un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

#### *Condutividade eléctrica*

A condutividade eléctrica determinouse directamente no extracto acuoso con un condutivímetro Hanna Instruments HI-9033.

#### *Carbono soluble*

Nunha alícuota de 5 mL determinouse o carbono por oxidación con dicromato de potasio e valoración con sal de Mohr, do modo descrito anteriormente.

**Relación  $E_4/E_6$** 

Determinouse directamente no extracto nun espectrofotómetro Varian Cary 100.

**Nitróxeno soluble**

Determinouse en polo método de Kjeldahl, tal e como se explicou no apartado 3.2.18.

**Nitróxeno inorgánico**

As formas de N inorgánico (nitrato e amonio) determináronse no extracto por destilación e valoración con MgO e aleación Devarda do modo descrito no apartado 3.2.25.

**Ensaio de fitotoxicidade**

A fitotoxicidade do extracto acuoso para o berro (*Lepidium sativum* L.) determinouse mediante o método descrito no apartado 3.2.34. Non se empregou o método con imbibición (apartado 3.2.35) porque as cantidades dispoñibles de extracto non eran suficientes para a inmersión das sementes.

**3.2.39. Preparación e análise do extracto alcalino**

O estudo da fracción humificada no experimento 4.3 levouse a cabo mediante a extracción das substancias húmicas en NaOH, que é un método utilizado en compost por moitos autores (Benito et al., 2003; Tiquia, 2005), aínda que non o único, pois tamén está moi estendido o método de Kononova (1961) de extracción con pirofosfato e sosa (MAPA, 1991; Mondini et al., 2003; Zbytniewski e Buszewski, 2005), e que tamén se utilizou neste traballo para a caracterización de compost finalizados (apartado 3.2.20).

**Procedemento**

O extracto alcalino preparouse mediante extracción con NaOH 0,1M durante 24 horas a temperatura ambiente, en relación 1:20, sobre mostra seca a 65°C. Unha vez obtido o extracto, centrifugouse a 2000 g durante dez minutos e filtrouse por 0,45 µm con filtros de nitrato de celulosa. Neste extracto realizouse o fraccionamento en ácidos húmicos e fúlvicos, determinouse a relación  $E_4/E_6$ , e analizáronse os ácidos húmicos por espectroscopía FT-IR.



### Reactivos

- Hidróxido sódico (NaOH) 0,1M: 4,0 g de NaOH disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

### Fraccionamento da materia orgánica

No filtrado determináronse as substancias húmicas totais (CHT). Unha alícuota deste extracto levouse a pH 2 con HCl concentrado, axitando lentamente e deixouse repousar durante 24 horas. Pasado este tempo, centrifugouse e filtrouse por 0,45  $\mu\text{m}$ . En alícuotas de 5 mL do filtrado determinouse o carbono por oxidación con dicromato potásico 1,8 N e valoración con sal de Mohr do modo xa descrito, expresándose o resultado como porcentaxe de ácidos fúlvicos (CF). A diferenza entre esta fracción e o extracto húmico total é a porcentaxe de ácidos húmicos (CH).

A partires dos datos do fraccionamento calculáronse o índice de humificación (IH), a relación de humificación (RH) e a relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (CH/CF) segundo se explicou no apartado 3.2.20.

### Reactivos

- Ácido clorhídrico (HCl).
- Dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) 1,8 N: 88,26 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de  $\text{CO}_2$ , e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL. A disolución debe ser dunha cor azulada, nunca verde ou amarela, que significaría que está estragada, e debe gardarse en ausencia de luz e durante poucos días. Debe valorarse cada vez que se use.
- Ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) 85%.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

### Relación $E_4/E_6$

Determinouse con un espectrofotómetro Varian Cary 100, como se explicou no apartado 3.2.17.

### **Caracterización de ácidos húmicos por espectroscopía FT-IR**

A espectroscopía infravermella con transformada de Fourier (FT-IR) é unha técnica moi utilizada en estudos de evolución da compostaxe e madurez, aplicándose principalmente a fraccións separadas da materia orgánica, especialmente aos ácidos húmicos. Aínda que os espectros din pouco sobre a estrutura química dos compostos, indican a distribución de grupos funcionais e serven para ver modificacións estruturais motivadas por diversas causas, como os axentes usados na extracción, oxidacións, ou outras (Schnitzer, 1978).

Os espectros FT-IR presentan tipicamente bandas anchas como consecuencia da superposición das absorcións individuais, e reflicten o predominio de grupos funcionais oxixenados dos ácidos húmicos (carboxilos, hidroxilos...). As principais bandas que aparecen en compost e residuos orgánicos son as seguintes (Castaldi et al., 2005; Romero et al., 2007):

- 3400  $\text{cm}^{-1}$  banda ancha, de tensión de enlaces O-H de grupos fenol, alcol e ácidos carboxílicos, e N-H de amidas e aminas
- 2920  $\text{cm}^{-1}$  pico delgado de tensión de enlaces C-H alifáticos de ácidos graxos, por exemplo
- 2850  $\text{cm}^{-1}$  pico delgado de tensión asimétrica
- 1710  $\text{cm}^{-1}$  ombro de vibración C=O non conxugado
- 1650  $\text{cm}^{-1}$  banda de vibración C=O e C=C conxugados (amidas, grupos aromáticos)
- 1530  $\text{cm}^{-1}$  banda de deformación enlaces N-H e tensión C=N, amidas, carboxilatos
- 1460  $\text{cm}^{-1}$  pico de deformación de enlaces C-H alifáticos (tamén vibración de ligninas)
- 1415  $\text{cm}^{-1}$  pico débil de tensión de enlaces C=N en amidas primarias, tamén vibración de carbonatos
- 1380  $\text{cm}^{-1}$  pico débil de deformación de enlaces O-H e tensión C-O en fenois
- 1240  $\text{cm}^{-1}$  banda intensa de deformación de enlaces O-H e tensión de enlaces C-O en grupos carboxílicos, ésteres e éteres
- 1040-1100 ou 1150  $\text{cm}^{-1}$  banda de tensión de enlaces C-O en carbohidratos.

### *Procedemento*

Para a obtención do espectro FT-IR os ácidos húmicos separados por precipitación do extracto alcalino en medio ácido secouse a 60°C e moeuse. A mostra mestrouse con KBr para formar unha pastilla de 400 mg, determinándose o espectro mediante varrido entre 400 e 4000  $\text{cm}^{-1}$  nun equipo BRUKER, modelo IFS-66v con unha resolución de 0,25  $\text{cm}^{-1}$ .

## 4. RESULTADOS E DISCUSIÓN

### 4.1. PROPIEDADES DE RESIDUOS DA INDUSTRIA VITIVINÍCOLA

En primeiro lugar amósanse as principais propiedades dos residuos vitivinícolas empregados nesta parte da Tese, e que se describiron nos apartados 2.1 a 2.3. Todos os residuos estudados caracterizáronse por un pH ácido, destacando o valor de 1 para o bagazo hidrolizado (Táboa 10). As vinazas, as lías e o bagazo esgotado deben o seu valor de pH ao metabolismo das bacterias lácticas e acéticas presentes no viño, que transforman os carbohidratos a ácido láctico e ácido acético; aínda que os valores nestes residuos son considerablemente baixos, están dentro do rango compatible coa compostaxe, que se estima entre 3 e 11 (de Bertoldi et al., 1983). Sen embargo, o pH extremo do bagazo hidrolizado, debido ao tratamento de hidrólise con ácido sulfúrico, é demasiado baixo e en caso de que este material se queira someter a un proceso de compostaxe, debe ser corrixido previamente.

Táboa 10. Propiedades xerais dos residuos vitivinícolas. CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total; Cs: carbono soluble.

	pH	CE dS m <sup>-1</sup>	MO %	C total %	N total %	C/N	Cs g kg <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg kg <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg kg <sup>-1</sup>
Bagazo esgotado	4,3	1,4	91,9	53,3	1,8	30	†	0	91
Bagazo hidrolizado	1,0	14,8	97,9	56,8	1,2	46	36,6	0	995
Lías 1	3,5	2,5	88,1	51,1	4,1	12	†	2,1	0
Lías 2	3,5	3,5	88,4	51,3	2,6	20	44,1	0	292

† non determinado

A condutividade eléctrica oscilou entre 1,4 dS m<sup>-1</sup> para o bagazo esgotado e case 15 dS m<sup>-1</sup> para o bagazo hidrolizado. Os valores das lías, as vinazas e o bagazo non representarán en principio un problema para a compostaxe ou as propiedades finais do compost, mentres que a salinidade do bagazo hidrolizado é excesiva desde calquera punto de vista e debe ser corrixida.

Canto ás concentracións de materia orgánica e carbono totais, as lías presentaron porcentaxes algo menores (en torno ao 88%) que os bagazos (superior ao 90%), aínda que en todos os residuos as concentracións foron considerablemente elevadas. As lías son as que presentaron as maiores concentracións de nitróxeno, presentando por tanto a menor relación C/N, mentres que o bagazo hidrolizado foi o material con menor cantidade de nitróxeno, o que indica a perda preferencial deste elemento con respecto ao carbono durante o proceso de hidrólise. As relacións C/N oscilaron entre 12, para as lías, e 46, para o bagazo hidrolizado. Hai que indicar que unicamente o bagazo presentou unha relación C/N dentro do intervalo óptimo

para o inicio do proceso de compostaxe, que se considera entre 25 e 35 (Jhorar et al., 1991), pero mediante a mestura do bagazo hidrolizado e as lías de vinificación poderá lograrse unha relación dentro do rango óptimo.

Como é habitual en residuos orgánicos sen estabilizar, as cantidades de carbono soluble, que indican a presenza de abundante materia orgánica en formas dispoñibles para os microorganismos, foron moi elevadas (36,6 g kg<sup>-1</sup> para o bagazo hidrolizado e 44,1 g kg<sup>-1</sup> para as lías), tendo en conta que, por exemplo, en compost maduros normalmente as concentracións son normalmente menores de 10 g kg<sup>-1</sup> (Hue e Liu, 1995).

Canto ás formas de nitróxeno, no bagazo esgotado, o bagazo hidrolizado e a segunda mostra de lías predominou o amonio sobre o nitrato, que non foi detectado, mentres que na primeira mostra de lías foi ao contrario, aínda que a concentración de nitrato neste caso foi moi baixa (2,1 mg kg<sup>-1</sup>). Hai que destacar a elevada concentración de amonio do bagazo hidrolizado (995 mg kg<sup>-1</sup>), que representa case o 10% do nitróxeno total.

Na táboa 11 amósanse os valores de referencia recollidos por outros autores para algunhas das propiedades máis relevantes deste tipo de residuos (Bustamante et al., 2008a). As propiedades dos residuos utilizados neste traballo están dentro do rango de valores agardados. Segundo a maioría de autores, a acidez e salinidade destes residuos son efectivamente a primeira dificultade para a súa aplicación directa ao solo (Ferrer et al., 2001; Díaz et al., 2002; Bustamante et al., 2005, 2008a; Moldes et al., 2007c, 2008).

Da comparación das propiedades dos bagazos de prensa e os bagazos esgotados podemos deducir algúns efectos da destilación sobre o bagazo: un lixeiro incremento do pH, e importantes descensos da salinidade e do carbono soluble nestes últimos. O descenso da salinidade e a concentración de carbono soluble poderían deberse simplemente ao lavado do bagazo durante o tempo transcorrido entre o prensado e a destilación, que pode ser incluso de meses.

Táboa 11. Resumo das propiedades xerais de 87 mostras de residuos vitivinícolas (Bustamante et al., 2008a). CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total; Cs: carbono soluble.

	pH	CE	MO	N total	Cs
	dS m <sup>-1</sup>	%	%	%	g kg <sup>-1</sup>
Bagazo	3,4-5,4	2,3-5,3	87,3-94,7	1,7-2,4	17-104
Bagazo esgotado	3,8-6,9	0,6-2,5	84,5-94,1	1,8-2,7	10-36
Lías	3,6-7,2	4,0-13,8	59,8-93,6	1,7-6,0	44-169

Respecto á composición en materiais estruturais (Táboa 12), deuse un claro predominio da lignina nos residuos analizados, especialmente no bagazo esgotado e o bagazo hidrolizado (esta determinación non se lle realizou á primeira mostra de lías porque no experimento no que foron

empregadas non se estudaron estes compostos). O bagazo hidrolizado presentou menores concentracións de celulosas e hemicelulosas que os outros residuos, como consecuencia da súa extracción durante o tratamento de hidrólise. A condición de materiais lignocelulósicos destes residuos é a que dá lugar a unha das súas aplicacións industriais máis importantes: a preparación de medios fermentativos, mediante a hidrólise da fracción hemicelulósica para a obtención de disolucións de xilosa por medio de reaccións químicas e enzimáticas. Estes medios poden utilizarse, unha vez suplementados con nutrientes, para a produción de ácido láctico por *Lactobacillus pentosus*, ou biosurfactantes (Portilla-Rivera et al., 2007).

Táboa 12. Concentracións de polisacáridos e lignina (en porcentaxe) dos residuos vitivinícolas.

	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina
Bagazo esgotado	18,2	8,0	56,7
Bagazo hidrolizado	15,8	4,0	59,4
Lías 2	16,0	6,7	35,0

A elevada porcentaxe de lignina é a característica máis representativa dos residuos vitivinícolas en comparación con outros materiais de orixe agroindustrial, como os residuos do prensado da oliva (alperujo) ou o bagazo de caña de azucre, e incluso cos restos de poda das vides (Táboa 13).

Táboa 13. Concentracións de polisacáridos e lignina (en porcentaxe) de diferentes residuos lignocelulósicos.

	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Referencia
Bagazo esgotado de uva	-	-	50,2	Romero et al. (2006)
Escoballo de uva	25,3	14,0	47,3	Spigno et al. (2006)
Podas de vide	31,7	13,7	27,1	Moldes et al. (2007b)
Alperujo	26,6	18,1	29,4	Benítez et al. (2002)
Bagazo de caña	40-41,3	27-37,5	10-20	Playne (1984), Schaffeld (1994)

A composición en nutrientes asimilables dos residuos estudados foi moi variable, como se observa na Táboa 14. O nutriente máis abundante foi en todos os casos o potasio, seguido de fósforo e magnesio. Hai que destacar que a hidrólise do bagazo reduciu a concentración de potasio e fósforo asimilables, o que indica que unha fracción importante destes elementos está foi solubilizada durante o tratamento de hidrólise, mentres que non tivo efecto sobre o magnesio asimilable.

Táboa 14. Nutrientes asimilables ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos residuos vitivinícolas.

	P	K	Mg
Bagazo esgotado	420	5480	177
Bagazo hidrolizado	244	1960	195
Lías 1	2520	3670	460
Lías 2	584	26172	270

Por outra banda, todos os residuos vitivinícolas teñen en común un grave problema de fitotoxicidade, derivado da combinación de diversos factores como a acidez, salinidade e a posible presenza de compostos fitotóxicos, como indicaron os resultados dos test de xerminación realizados con cebada, berro e Herba de Vigo, e nos que se obtiveron valores para o índice de xerminación de cero en todos os casos. Hai que indicar que o efecto fitotóxico non se debe (polo menos totalmente) ao pH, pois Moldes et al. (2007c) obtiveron os mesmos resultados de fitotoxicidade para extractos de bagazo axustados a pH 7, e para extractos de lías axustados a pH 7 (Moldes et al., 2008). Así, a salinidade (especialmente no bagazo hidrolizado) e as concentracións de substancias orgánicas de baixo peso molecular (ácido láctico, ácido acético, e etanol) poderían ser a causa da fitotoxicidade neste caso. Como se indicou con anterioridade, a presenza de ácidos orgánicos de baixo peso molecular en residuos orgánicos e compost pode ser causante de problemas de fitotoxicidade e olores, sendo típicos das primeiras fases de descomposición de residuos orgánicos (Himanen et al., 2006).

Resumindo, en ningún caso sería recomendable a aplicación directa destes residuos ao solo sen corrixir ou estabilizar, debido ao potencial efecto negativo combinado da acidez, fitotoxicidade, e materia orgánica inestable, pero no caso do bagazo hidrolizado os efectos poderían ser especialmente graves, tendo en conta que a súa salinidade está por riba do rango tolerable para calquera especie vexetal.

## 4.2. CO-COMPOSTAXE DE BAGAZO DE UVA HIDROLIZADO E LÍAS DE VINIFICACIÓN

Neste primeiro experimento de compostaxe conxunta de bagazo hidrolizado e lías propúxose un deseño factorial incompleto de 15 experimentos a tres niveis onde se estudiou o efecto da cantidade de lías de vinificación, a cantidade de carbonato cálcico engadida e a temperatura de compostaxe nas propiedades do compost obtido despois de dous meses de proceso, co obxectivo de optimizar as condicións da compostaxe destes residuos. As propiedades estudadas foron o pH, a condutividade eléctrica, C e N totais e solubles e relación C/N, nutrientes e sodio solubles, e fitotoxicidade, que son algunhas dos principais parámetros indicadores da calidade do compost para uso agrícola. Na sección de metodoloxía (apartado 3.1.1.) explicouse de forma detallada o deseño deste experimento, indicándose na Táboa 5 as condicións de compostaxe e a composición das mesturas realizadas.

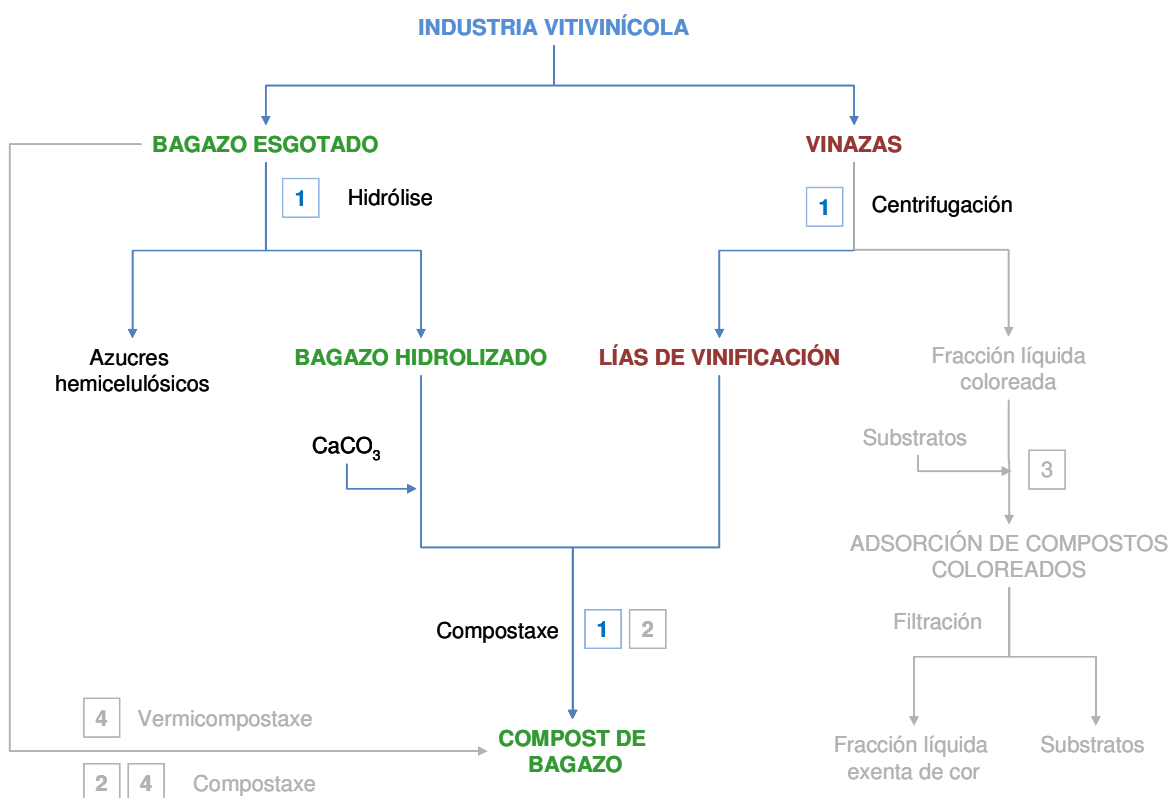


Figura 44. Situación do experimento de co-compostaxe de bagazo de uva hidrolizado e lías de vinificación dentro do plan de traballo.

Aínda que en principio a temperatura non é un parámetro controlable durante a compostaxe, pois tende a variar espontaneamente ao longo do proceso a consecuencia do avance da descomposición, neste experimento decidiuse estudar o seu efecto sobre a compostaxe porque os microorganismos predominantes deberían ser distintos en función da temperatura, e poderían

afectar á velocidade de descomposición da materia orgánica e ás propiedades dos compost. O carbonato de calcio utilízase para corrixir o pH ácido e a elevada salinidade do bagazo de uva hidrolizado, debidos ao tratamento con ácido sulfúrico, e impedir desta forma unha posible inhibición microbiana durante a compostaxe. O carbonato cálcico reacciona co ácido sulfúrico, precipitando este último en forma de sulfato cálcico e xerándose ácido carbónico ( $H_2CO_3$ ) que se transformará en  $CO_2$  e  $H_2O$ :



O efecto da adición de carbonato sobre o pH e a condutividade eléctrica do bagazo hidrolizado estivo analizado o pH e a condutividade eléctrica de extractos acuosos de mesturas de bagazo hidrolizado e  $CaCO_3$  en cantidades crecentes deste último, cos resultados que se amosan na Figura 45. Observouse que efectivamente a adición de  $CaCO_3$  produciu simultaneamente o efecto de incrementar o pH, debido á neutralización do ácido sulfúrico, e de reducir a cantidade de sales solubles por precipitación de sulfatos.

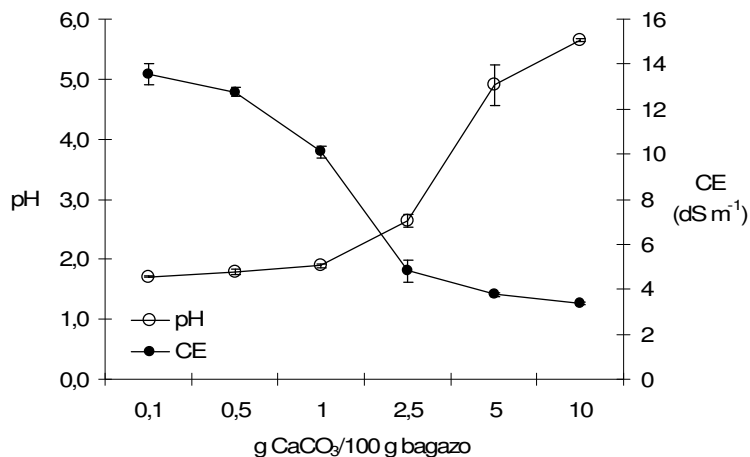


Figura 45. Variación do pH e a condutividade eléctrica (CE) de extractos acuosos 1/10 (m/v) de bagazo hidrolizado mesturado con cantidades crecentes de  $CaCO_3$ .

#### 4.2.1. Estudo das propiedades das mesturas antes e despois do proceso de compostaxe

Inicialmente, o carbono total das mesturas de bagazo hidrolizado e lias oscilou entre 34-47% (correspondente a un 59-81% de materia orgánica), e o nitróxeno total entre 1,0-2,9% (Táboa 15). A relación C/N oscilou entre valores moi baixos (sobre 17) e un pouco altos (ata 38) para o correcto desenvolvemento do proceso. Ao final do experimento, tras dous meses de compostaxe, os valores de carbono total sufriron un lixeiro descenso con respecto ao inicio, oscilando entre 30-44% (correspondente a 52-76% de materia orgánica), mentres que o



nitróxeno total incrementouse lixeiramente, con valores finais entre 1,3-3,2%. A relación C/N descendeu notablemente con respecto aos valores iniciais, para situarse nun rango de valores entre 12 e 27.

Táboa 15. Materia orgánica das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar).

MO: materia orgánica total.

Mostra	MO (%)		C total (%)		N total (%)		C/N	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	79 $\pm$ 5	72 $\pm$ 0,7	46 $\pm$ 3	42 $\pm$ 0,4	1,2 $\pm$ 0,001	1,7 $\pm$ 0,02	38	25
2	81 $\pm$ 3	76 $\pm$ 3	47 $\pm$ 2	44 $\pm$ 2	2,9 $\pm$ 0,02	3,0 $\pm$ 0,01	16	15
3	66 $\pm$ 7	52 $\pm$ 5	38 $\pm$ 4	30 $\pm$ 3	1,0 $\pm$ 0,02	1,3 $\pm$ 0,02	38	23
4	69 $\pm$ 2	57 $\pm$ 2	40 $\pm$ 1	33 $\pm$ 1	2,3 $\pm$ 0,03	2,0 $\pm$ 0,03	17	17
5	71 $\pm$ 2	60 $\pm$ 3	41 $\pm$ 1	35 $\pm$ 2	1,1 $\pm$ 0,02	1,3 $\pm$ 0,02	37	27
6	74 $\pm$ 3	67 $\pm$ 1	43 $\pm$ 2	39 $\pm$ 0,6	2,2 $\pm$ 0	2,8 $\pm$ 0,05	20	14
7	74 $\pm$ 6	60 $\pm$ 0,02	43 $\pm$ 4	35 $\pm$ 0,01	1,2 $\pm$ 0,001	1,4 $\pm$ 0,02	36	25
8	72 $\pm$ 5	66 $\pm$ 0,3	42 $\pm$ 3	38 $\pm$ 0,2	2,7 $\pm$ 0,04	3,2 $\pm$ 0,03	16	12
9	79 $\pm$ 0,7	74 $\pm$ 0,7	46 $\pm$ 0,4	43 $\pm$ 0,4	1,7 $\pm$ 0	2,6 $\pm$ 0,01	27	17
10	67 $\pm$ 1	60 $\pm$ 4	39 $\pm$ 0,7	35 $\pm$ 3	1,6 $\pm$ 0	1,3 $\pm$ 0	24	27
11	79 $\pm$ 2	74 $\pm$ 1	46 $\pm$ 1	43 $\pm$ 0,6	1,7 $\pm$ 0,01	2,5 $\pm$ 0,03	27	17
12	59 $\pm$ 3	55 $\pm$ 0,4	34 $\pm$ 2	32 $\pm$ 0,2	1,8 $\pm$ 0,02	2,2 $\pm$ 0,02	19	15
13	69 $\pm$ 2	62 $\pm$ 0,8	40 $\pm$ 1	36 $\pm$ 0,5	2,2 $\pm$ 0,001	2,3 $\pm$ 0,03	18	16
14	67 $\pm$ 2	62 $\pm$ 0,3	39 $\pm$ 1	36 $\pm$ 0,2	2,0 $\pm$ 0,03	2,1 $\pm$ 0,001	20	17
15	72 $\pm$ 0,1	64 $\pm$ 2	42 $\pm$ 0,1	37 $\pm$ 1	2,3 $\pm$ 0,001	2,4 $\pm$ 0,01	18	15

Respecto aos valores de pH das mesturas, determinadas directamente no material en compostaxe con un electrodo, estes foron inicialmente lixeiramente ácidos, nun rango que oscilou entre 4,6 e 6,2 (Táboa 16). Estes valores son debidos a un efecto inmediato da adición e solubilización do carbonato, pois o pH das lías e o bagazo hidrolizado é moito máis baixo, concretamente de 3,5 e 1,0 respectivamente. Durante os primeiros sete días de compostaxe o pH incrementouse ata chegar a valores superiores a 7, e despois da primeira semana xa non se produciron modificacións relevantes do pH, permanecendo en todas as mesturas en valores arredor de 8. O pH dos extractos acuosos (Táboa 17) foi semellante aos determinados no material sólido. O valor inicial de pH dos extractos acuosos estivo entre 5,1 e 6,6 ao inicio do proceso, valores maiores que os dos residuos iniciais como consecuencia da adición de CaCO<sub>3</sub>. O rango de pH pasou a ser de entre 7,1-8,1 ao final do proceso de compostaxe.

Táboa 16. Evolución do pH das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (determinado no sólido).

Mostra	Día		
	0	7	30
1	5,3	7,5	7,3
2	5,5	8,0	8,2
3	5,7	7,5	7,4
4	5,7	8,0	8,2
5	5,8	7,4	7,6
6	5,5	7,4	7,9
7	5,9	7,6	7,8
8	5,8	8,1	8,2
9	4,6	7,4	7,9
10	5,3	7,7	7,9
11	4,9	7,9	8,2
12	6,2	7,9	7,9
13	5,2	7,8	8,3
14	5,5	7,0	8,1
15	5,5	7,5	8,1

Canto á condutividade eléctrica (Táboa 17), ao inicio do proceso de compostaxe moveuse nun rango de 3,4 e 4,0 dS m<sup>-1</sup>, reducíndose lixeiramente ao final do proceso en todas as mostras (2,5-3,5 dS m<sup>-1</sup>), excepto nas mesturas 8, 11, e 12, que deron valores entre 4,0 e 5,9 dS m<sup>-1</sup>, correspondendo estes experimentos a unhas condicións de elevada temperatura (50°C) e as doses máis altas de lías de vinificación (52,5 e 100 g).

Un comportamento semellante foi observado para a concentración de sodio soluble, pois as concentracións iniciais de sodio soluble foron moi semellantes para todas as mostras (59-136 mg kg<sup>-1</sup>), reducíndose na maioría dos casos despois do experimento, ata valores comprendidos entre 53-73 mg kg<sup>-1</sup>, coa excepción das mostras 4, 8, 13, 14 e 15, que incrementaron as súas concentracións ata 90-152 mg kg<sup>-1</sup>.

Todas as mesturas presentaron inicialmente concentracións semellantes de C soluble, entre 10,2 e 14,1 g kg<sup>-1</sup>, que se reduciron en todos os casos ao final do experimento, como é habitual durante un proceso de compostaxe, chegándose a concentracións finais entre 3,5 e 11,0 g kg<sup>-1</sup> (Táboa 18), aínda que as diferenzas entre os valores iniciais e finais foron pequenas na maioría dos casos.

Táboa 17. Propiedades do extracto acuoso das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar). CE: condutividade eléctrica.

Mostra	pH		CE (dS m <sup>-1</sup> )		Na soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	6,1 $\pm$ 0,1	7,1 $\pm$ 0,1	3,7 $\pm$ 0,1	3,0 $\pm$ 0,05	136 $\pm$ 112	72 $\pm$ 0,1
2	5,1 $\pm$ 0,4	8,0 $\pm$ 0,1	3,7 $\pm$ 0,1	2,7 $\pm$ 0,2	70 $\pm$ 2	59 $\pm$ 1
3	6,7 $\pm$ 0,1	7,6 $\pm$ 0,4	3,5 $\pm$ 0	3,1 $\pm$ 0,01	108 $\pm$ 70	64 $\pm$ 1
4	5,6 $\pm$ 0,04	7,7 $\pm$ 0,5	3,4 $\pm$ 0,03	3,1 $\pm$ 0,02	61 $\pm$ 0,2	67 $\pm$ 4
5	6,6 $\pm$ 0,01	7,8 $\pm$ 0,4	3,6 $\pm$ 0,02	2,5 $\pm$ 0	101 $\pm$ 72	53 $\pm$ 2
6	5,7 $\pm$ 0,1	8,1 $\pm$ 0,1	3,6 $\pm$ 0,1	2,8 $\pm$ 0	72 $\pm$ 3	60 $\pm$ 1
7	6,6 $\pm$ 0,2	7,2 $\pm$ 0,1	3,6 $\pm$ 0,01	2,9 $\pm$ 0,2	100 $\pm$ 59	73 $\pm$ 2
8	5,8 $\pm$ 0,2	7,6 $\pm$ 0,03	3,6 $\pm$ 0,1	5,9 $\pm$ 0,2	66 $\pm$ 3	152 $\pm$ 2
9	5,2 $\pm$ 0,3	7,6 $\pm$ 0,01	4,0 $\pm$ 0,01	3,2 $\pm$ 0,1	68 $\pm$ 4	61 $\pm$ 0,1
10	6,1 $\pm$ 0,5	7,9 $\pm$ 0,1	3,7 $\pm$ 0,05	2,9 $\pm$ 0,1	125 $\pm$ 60	54 $\pm$ 1
11	5,5 $\pm$ 0,1	7,1 $\pm$ 0,4	3,8 $\pm$ 0,1	4,9 $\pm$ 0,1	176 $\pm$ 4	137 $\pm$ 2
12	6,0 $\pm$ 0	7,5 $\pm$ 0,03	3,6 $\pm$ 0,02	4,0 $\pm$ 0,05	112 $\pm$ 75	90 $\pm$ 1
13	5,7 $\pm$ 0,2	7,5 $\pm$ 0,04	3,7 $\pm$ 0,01	3,5 $\pm$ 0,2	62 $\pm$ 0	72 $\pm$ 3
14	5,4 $\pm$ 0,01	7,5 $\pm$ 0,1	3,7 $\pm$ 0,03	3,5 $\pm$ 0,2	59 $\pm$ 3	71 $\pm$ 3
15	5,7 $\pm$ 0,05	7,4 $\pm$ 0,02	3,6 $\pm$ 0,1	3,3 $\pm$ 0,1	60 $\pm$ 3	68 $\pm$ 0,1

Táboa 18. Carbono e nitróxeno inorgánico solubles no extracto acuoso das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar). Cs: carbono soluble; nd: non detectado.

Mostra	Cs (g kg <sup>-1</sup> )		Amonio (mg kg <sup>-1</sup> )		Nitrato (mg kg <sup>-1</sup> )	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	14,1 $\pm$ 0,3	3,9 $\pm$ 0,8	139 $\pm$ 2	14 $\pm$ 3	2 $\pm$ 2	nd
2	11,3 $\pm$ 0,3	11,0 $\pm$ 2	67 $\pm$ 0	478 $\pm$ 0	nd	nd
3	12,6 $\pm$ 0,4	3,5 $\pm$ 0,8	126 $\pm$ 0,1	39 $\pm$ 6	nd	nd
4	10,2 $\pm$ 1	8,0 $\pm$ 0,7	68 $\pm$ 1	401 $\pm$ 24	nd	nd
5	13,2 $\pm$ 0,2	7,2 $\pm$ 2	131 $\pm$ 1	9 $\pm$ 3	nd	nd
6	10,9 $\pm$ 0,5	8,9 $\pm$ 1	66 $\pm$ 4	176 $\pm$ 2	2 $\pm$ 3	nd
7	13,5 $\pm$ 0,2	6,5 $\pm$ 2	154 $\pm$ 19	93 $\pm$ 2	nd	nd
8	11,0 $\pm$ 0,5	6,2 $\pm$ 0,6	74 $\pm$ 8	222 $\pm$ 1	nd	nd
9	12,6 $\pm$ 0,03	7,0 $\pm$ 0,1	90 $\pm$ 1	77 $\pm$ 5	6 $\pm$ 2	nd
10	11,2 $\pm$ 0,4	7,2 $\pm$ 3	75 $\pm$ 1	47 $\pm$ 2	9 $\pm$ 1	nd
11	12,0 $\pm$ 0,3	6,9 $\pm$ 0,7	72 $\pm$ 3	222 $\pm$ 2	4 $\pm$ 1	nd
12	10,9 $\pm$ 0,2	5,5 $\pm$ 0,8	90 $\pm$ 0,5	150 $\pm$ 3	5,9 $\pm$ 0,3	nd
13	11,7 $\pm$ 0,1	6,6 $\pm$ 1	83 $\pm$ 1	100 $\pm$ 1	6 $\pm$ 2	nd
14	11,7 $\pm$ 0,4	7,3 $\pm$ 2	84 $\pm$ 3	188 $\pm$ 3	13 $\pm$ 2	nd
15	11,6 $\pm$ 0,3	4,5 $\pm$ 2	77 $\pm$ 6	150 $\pm$ 1	3 $\pm$ 5	nd

Canto ás formas de N soluble, o amonio predominou sobre o nitrato en todas as mostras, tanto ao inicio, como tras dous meses de compostaxe (Táboa 18), indicando quizais unha deficiencia de osíxeno durante o proceso. Non se deu unha tendencia consistente na concentración de N amoniacal, incrementándose nalgúns mostras e reducíndose noutras, mentres que as concentracións de nitrato, pola súa parte, foron moi baixas en todos os casos.

Por outra banda, as concentracións iniciais de nutrientes solubles en todas as mesturas seguiron a orde  $K \gg P > Mg$  (Táboa 19), que coincide coa orde de concentracións no bagazo hidrolizado e nas lías. As concentracións de K soluble movéronse inicialmente entre 1977 e 5472  $mg\ kg^{-1}$ ; as de fósforo entre 173 e 225  $mg\ kg^{-1}$ ; e as de magnesio entre 76 e 120  $mg\ kg^{-1}$ . Tras o experimento, as concentracións de K (entre 2810 e 11747  $mg\ kg^{-1}$ ) incrementáronse con respecto ás iniciais, mentres que as de P (entre 34 e 106  $mg\ kg^{-1}$ ) e magnesio (entre 34 e 106  $mg\ kg^{-1}$ ) reducíronse, pasando as de Mg a superar ás de P en moitos casos (mostras 1, 8, 9, 12, 13, 14 e 15).

Táboa 19. Nutrientes solubles ( $mg\ kg^{-1}$ ) no extracto acuoso das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar).

Mostra	P		K		Mg	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	225 $\pm$ 3	96 $\pm$ 0,2	2368 $\pm$ 234	3906 $\pm$ 164	120 $\pm$ 0,1	123 $\pm$ 1
2	190 $\pm$ 6	105 $\pm$ 11	5472 $\pm$ 500	4929 $\pm$ 1	80 $\pm$ 3	13 $\pm$ 0,3
3	197 $\pm$ 4	105 $\pm$ 1	2343 $\pm$ 25	3372 $\pm$ 80	108 $\pm$ 5	92 $\pm$ 2
4	173 $\pm$ 7	34 $\pm$ 1	4610 $\pm$ 248	5766 $\pm$ 122	77 $\pm$ 2	35 $\pm$ 1
5	207 $\pm$ 3	106 $\pm$ 1	2080 $\pm$ 401	2810 $\pm$ 35	107 $\pm$ 4	79 $\pm$ 1
6	181 $\pm$ 5	60 $\pm$ 0,2	5493 $\pm$ 507	4816 $\pm$ 205	76 $\pm$ 5	49 $\pm$ 0
7	213 $\pm$ 5	105 $\pm$ 2	1977 $\pm$ 140	4150 $\pm$ 143	112 $\pm$ 0,4	92 $\pm$ 0,4
8	180 $\pm$ 5	36 $\pm$ 2	4287 $\pm$ 663	11747 $\pm$ 299	78 $\pm$ 6	81 $\pm$ 3
9	210 $\pm$ 3	70 $\pm$ 3	4366 $\pm$ 354	4408 $\pm$ 157	90 $\pm$ 4	79 $\pm$ 4
10	176 $\pm$ 5	82 $\pm$ 1	4512 $\pm$ 260	3851 $\pm$ 31	83 $\pm$ 0,7	67 $\pm$ 2
11	189 $\pm$ 1	61 $\pm$ 0,4	4342 $\pm$ 1068	8612 $\pm$ 105	81 $\pm$ 2	108 $\pm$ 5
12	182 $\pm$ 3	46 $\pm$ 1	3586 $\pm$ 825	6728 $\pm$ 25	86 $\pm$ 0,2	85 $\pm$ 0,1
13	196 $\pm$ 6	36 $\pm$ 2	3520 $\pm$ 631	4857 $\pm$ 72	85 $\pm$ 0,9	66 $\pm$ 1
14	185 $\pm$ 0,2	47 $\pm$ 1	2821 $\pm$ 332	4741 $\pm$ 26	89 $\pm$ 2	70 $\pm$ 3
15	181 $\pm$ 9	41 $\pm$ 0,5	4063 $\pm$ 1399	4832 $\pm$ 34	89 $\pm$ 2	66 $\pm$ 0,2

A redución da solubilidade do P durante a compostaxe pode estar relacionada, por un lado, coa súa inmovilización por parte dos microorganismos, un efecto comunmente observado en solos naturais (Díaz-Raviña et al., 1995), e que durante a compostaxe pode ser máis acentuado, tendo en conta que a actividade biolóxica pode estar en valores varias ordes superiores ás do solo. Ademais, o incremento de pH ata valores superiores a 7 puido ser outra das causas do descenso da solubilidade de P. Por exemplo, xa se observou a inmovilización deste elemento en compost por coprecipitación con Ca e Mg (Traoré et al., 1999; Frossard et al., 2002). Este mecanismo tamén pode axudar a explicar o descenso das formas solubles de Mg, aínda que a súa complexación pola materia orgánica pode ser o factor máis importante. Ningún destes mecanismos se daría para o caso do K, elemento polo que a materia orgánica ten menos afinidade que polos catións divalentes (Allison, 1973).

Táboa 20. Propiedades espectroscópicas dos extractos acuosos de bagazo hidrolizado e lías.

Mostra	E <sub>4</sub>		E <sub>6</sub>		E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
1	0,009	0,015	0,010	0,002	0,9	7,5
2	0,023	0,076	0,007	0,013	3,3	5,8
3	0,006	0,016	0,006	0,003	1,0	5,3
4	0,034	0,024	0,004	0,006	8,5	4,0
5	0,007	0,015	0,006	0,004	1,2	3,8
6	0,031	0,044	0,006	0,016	5,2	2,8
7	0,000	0,078	0,003	0,011	0,0	7,1
8	0,033	0,179	0,012	0,012	2,8	14,9
9	0,067	0,019	0,016	0,003	4,2	6,3
10	0,038	0,009	0,009	0,005	4,2	1,8
11	0,034	0,107	0,005	0,009	6,8	11,9
12	0,017	0,144	0,003	0,016	5,7	9,0
13	0,019	0,011	0,002	0,003	9,5	3,7
14	0,021	0,014	0,004	0,002	5,3	7,0
15	0,023	0,019	0,049	0,008	0,5	2,4

As propiedades espectroscópicas dos extractos dannos información sobre a natureza das moléculas orgánicas disoltas. A absorción dos extractos a 465 nm (E<sub>4</sub>) incrementouse co tempo de compostaxe, mentres que a absorción a 665 nm (E<sub>6</sub>) mantívose polo xeral sen cambios (Táboa 20). Como resultado, a relación de densidades ópticas (E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub>) incrementouse en case todas as mostras (excepto 4, 6, 10 e 13), o que indica unha tendencia cara a moléculas de menor

peso molecular e menor grao de polimerización, que é o contrario do agardado durante a compostaxe (García-Gómez et al., 2005).

Canto á fitotoxicidade, todas as mesturas amosaron inicialmente índices de xerminación (GI) notablemente baixos para cebada (GI<56) e berro (GI<63), e maiores para a herba de Vigo (Táboa 21), aínda que os valores foron lixeiramente superiores aos dos residuos iniciais, o que pode ser un efecto positivo da corrección co CaCO<sub>3</sub>. De acordo con Zucconi et al. (1985), valores para o índice de xerminación (GI) menores do 50% indican fitotoxicidade elevada, valores entre o 50 e o 80% indican fitotoxicidade moderada, e valores superiores ao 80% indican a ausencia de fitotoxicidade. En ocasións, o índice de xerminación pode acadar valores superiores ao 100%, o que estaría indicando un efecto fitoestimulante debido á presenza de nutrientes ou promotores da xerminación. Como é habitual neste test (Paradelo et al., 2008b), a porcentaxe de xerminación foi menos sensible á fitotoxicidade que a lonxitude da raíz.

Táboa 21. Fitotoxicidade inicial dos extractos acuosos das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar). PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

Mostra	Cebada			Berro			Herba de Vigo		
	PX	L	GI	PX	L	GI	PX	L	GI
1	85 $\pm$ 6	54 $\pm$ 12	46 $\pm$ 8	97 $\pm$ 20	65 $\pm$ 14	63 $\pm$ 26	91 $\pm$ 19	90 $\pm$ 13	82 $\pm$ 9
2	70 $\pm$ 24	23 $\pm$ 13	16 $\pm$ 5	76 $\pm$ 15	31 $\pm$ 18	23 $\pm$ 15	91 $\pm$ 28	55 $\pm$ 12	50 $\pm$ 14
3	90 $\pm$ 8	30 $\pm$ 6	27 $\pm$ 5	82 $\pm$ 31	36 $\pm$ 5	29 $\pm$ 8	94 $\pm$ 16	69 $\pm$ 29	65 $\pm$ 32
4	65 $\pm$ 17	24 $\pm$ 6	16 $\pm$ 7	88 $\pm$ 31	32 $\pm$ 5	29 $\pm$ 8	91 $\pm$ 19	73 $\pm$ 11	66 $\pm$ 20
5	73 $\pm$ 26	39 $\pm$ 9	29 $\pm$ 16	106 $\pm$ 10	53 $\pm$ 13	56 $\pm$ 14	88 $\pm$ 20	76 $\pm$ 16	67 $\pm$ 25
6	56 $\pm$ 39	24 $\pm$ 10	13 $\pm$ 10	85 $\pm$ 20	50 $\pm$ 49	43 $\pm$ 41	79 $\pm$ 28	117 $\pm$ 27	93 $\pm$ 51
7	88 $\pm$ 12	63 $\pm$ 6	55 $\pm$ 10	88 $\pm$ 20	46 $\pm$ 20	40 $\pm$ 25	100 $\pm$ 13	99 $\pm$ 21	99 $\pm$ 24
8	59 $\pm$ 17	28 $\pm$ 20	17 $\pm$ 16	56 $\pm$ 29	16 $\pm$ 15	9 $\pm$ 7	72 $\pm$ 13	70 $\pm$ 24	51 $\pm$ 20
9	65 $\pm$ 7	17 $\pm$ 7	11 $\pm$ 4	32 $\pm$ 24	56 $\pm$ 36	18 $\pm$ 16	79 $\pm$ 17	57 $\pm$ 38	45 $\pm$ 33
10	50 $\pm$ 28	22 $\pm$ 6	11 $\pm$ 7	71 $\pm$ 17	27 $\pm$ 7	19 $\pm$ 8	69 $\pm$ 20	72 $\pm$ 27	50 $\pm$ 25
11	54 $\pm$ 9	11 $\pm$ 6	6 $\pm$ 2	58 $\pm$ 13	20 $\pm$ 10	11 $\pm$ 8	58 $\pm$ 6	33 $\pm$ 29	19 $\pm$ 18
12	78 $\pm$ 10	22 $\pm$ 11	17 $\pm$ 9	60 $\pm$ 24	41 $\pm$ 12	24 $\pm$ 16	67 $\pm$ 16	64 $\pm$ 34	42 $\pm$ 34
13	59 $\pm$ 34	17 $\pm$ 13	10 $\pm$ 4	70 $\pm$ 24	36 $\pm$ 18	25 $\pm$ 13	52 $\pm$ 30	69 $\pm$ 36	35 $\pm$ 28
14	16 $\pm$ 14	14 $\pm$ 8	2 $\pm$ 3	75 $\pm$ 24	45 $\pm$ 9	34 $\pm$ 11	45 $\pm$ 6	61 $\pm$ 60	28 $\pm$ 30
15	43 $\pm$ 12	20 $\pm$ 7	9 $\pm$ 5	78 $\pm$ 22	49 $\pm$ 15	38 $\pm$ 19	67 $\pm$ 29	52 $\pm$ 19	35 $\pm$ 12

Para a cebada, os valores de GI oscilaron entre 2 e 55%, polo que todas as mostras serían inicialmente fitotóxicas menos a mostra 7, que sería moderadamente fitotóxica, segundo os criterios de Zucconi et al. (1985). Para o berro, os valores oscilaron entre o 9% e o 63%, sendo moderadamente fitotóxicas dúas mostras (1 e 5), e moi fitotóxicas as restantes. Para a herba de Vigo, os valores de GI foron maiores, entre 19 e 99%, resultando que tres mostras non foron fitotóxicas (1, 6 e 7), cinco mostras (2-5 e 8) foron moderadamente fitotóxicas e as restantes sete mostras foron moi fitotóxicas. Compree destacar que os resultados obtidos coa cebada e o berro foron moi semellantes, mentres que a herba de Vigo resultou menos sensible, algo que xa se observara en traballos anteriores (Moldes et al., 2007c; Paradelo et al., 2008b).

Unha vez transcorrido o período de compostaxe, os valores dos índices de xerminación incrementáronse notablemente con respecto aos valores iniciais en todas as mesturas (Táboa 22), e só a mostra número 5 amosou unha fitotoxicidade moderada para a cebada, presentando a maioría das mesturas valores de GI superiores a 100.

Táboa 22. Fitotoxicidade final dos extractos acuosos das mesturas de bagazo hidrolizado e lías (media  $\pm$  desviación estándar). PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

Mostra	Cebada			Berro			Herba de Vigo		
	PX	L	GI	PX	L	GI	PX	L	GI
1	86 $\pm$ 11	127 $\pm$ 19	110 $\pm$ 14	95 $\pm$ 17	176 $\pm$ 21	167 $\pm$ 12	128 $\pm$ 32	145 $\pm$ 27	185 $\pm$ 32
2	68 $\pm$ 23	165 $\pm$ 7	113 $\pm$ 37	95 $\pm$ 7	125 $\pm$ 48	119 $\pm$ 40	92 $\pm$ 15	109 $\pm$ 30	100 $\pm$ 44
3	90 $\pm$ 12	139 $\pm$ 23	125 $\pm$ 26	99 $\pm$ 17	124 $\pm$ 12	122 $\pm$ 10	108 $\pm$ 0	155 $\pm$ 17	167 $\pm$ 18
4	65 $\pm$ 19	154 $\pm$ 37	100 $\pm$ 49	91 $\pm$ 11	121 $\pm$ 22	110 $\pm$ 28	92 $\pm$ 0	136 $\pm$ 31	125 $\pm$ 29
5	90 $\pm$ 12	78 $\pm$ 15	70 $\pm$ 7	99 $\pm$ 13	174 $\pm$ 40	173 $\pm$ 62	113 $\pm$ 18	122 $\pm$ 14	138 $\pm$ 16
6	83 $\pm$ 6	154 $\pm$ 12	127 $\pm$ 14	103 $\pm$ 11	161 $\pm$ 35	165 $\pm$ 36	108 $\pm$ 31	129 $\pm$ 22	139 $\pm$ 61
7	83 $\pm$ 6	145 $\pm$ 3	120 $\pm$ 7	99 $\pm$ 7	133 $\pm$ 21	132 $\pm$ 16	113 $\pm$ 9	92 $\pm$ 21	104 $\pm$ 22
8	90 $\pm$ 17	147 $\pm$ 12	132 $\pm$ 32	91 $\pm$ 0	182 $\pm$ 8	166 $\pm$ 7	113 $\pm$ 24	160 $\pm$ 19	181 $\pm$ 17
9	76 $\pm$ 11	146 $\pm$ 20	110 $\pm$ 10	103 $\pm$ 11	165 $\pm$ 1	169 $\pm$ 20	103 $\pm$ 18	111 $\pm$ 11	114 $\pm$ 29
10	97 $\pm$ 19	123 $\pm$ 21	120 $\pm$ 15	107 $\pm$ 7	130 $\pm$ 8	138 $\pm$ 15	123 $\pm$ 15	99 $\pm$ 12	122 $\pm$ 12
11	76 $\pm$ 11	128 $\pm$ 40	97 $\pm$ 42	107 $\pm$ 7	127 $\pm$ 25	135 $\pm$ 34	97 $\pm$ 39	89 $\pm$ 19	87 $\pm$ 18
12	79 $\pm$ 12	160 $\pm$ 4	127 $\pm$ 18	99 $\pm$ 13	164 $\pm$ 29	163 $\pm$ 52	103 $\pm$ 39	117 $\pm$ 11	120 $\pm$ 44
13	83 $\pm$ 6	136 $\pm$ 17	113 $\pm$ 7	99 $\pm$ 17	142 $\pm$ 11	141 $\pm$ 21	118 $\pm$ 39	129 $\pm$ 24	152 $\pm$ 38
14	79 $\pm$ 25	155 $\pm$ 14	123 $\pm$ 31	103 $\pm$ 11	100 $\pm$ 11	103 $\pm$ 22	97 $\pm$ 24	119 $\pm$ 33	115 $\pm$ 8
15	90 $\pm$ 6	129 $\pm$ 10	116 $\pm$ 14	99 $\pm$ 7	112 $\pm$ 12	111 $\pm$ 8	113 $\pm$ 9	117 $\pm$ 36	132 $\pm$ 38

#### 4.2.2. Tratamento estatístico das variables dependentes para a obtención de condicións óptimas

Os datos experimentais recollidos no apartado anterior analizáronse mediante o método de superficie de resposta co programa Statistica 5.0, como se explicou anteriormente (apartado 3.1.1). A interrelación entre as variables dependentes e operacionais estableceuse mediante un modelo que inclúe termos lineais, de interacción e cuadráticos, como o seguinte:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_3 + b_{12}x_1x_2 + b_{13}x_1x_3 + b_{23}x_2x_3 + b_{11}x_1^2 + b_{22}x_2^2 + b_{33}x_3^2$$

onde  $y$  é a variable dependente en estudio,  $b_{ij}$  son os coeficientes de regresión, calculados a partir dos datos experimentais por regresión múltiple, usando o método de mínimos cadrados, e  $x_i$  son as variables independentes ( $x_1$ : temperatura;  $x_2$ : proporción de lías;  $x_3$ : proporción de carbonato). Os valores dos coeficientes  $b_{ij}$  indican o peso das correspondentes variables independentes sobre a variable dependente  $y$ . Unha vez obtidos os datos para as variables dependentes realizouse a regresión para todas elas. De todas as variables dependentes analizadas, as que resultaron significativas estatisticamente foron as concentracións de fósforo, potasio, magnesio, e sodio solubles, a relación C/N, a condutividade eléctrica, e o índice de xerminación do berro (Táboa 23).

Táboa 23. Nomenclatura das variables dependentes.

Variable	Nomenclatura
P soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	y <sub>1</sub>
K soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	y <sub>2</sub>
Mg soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	y <sub>3</sub>
C/N	y <sub>4</sub>
Na soluble (mg kg <sup>-1</sup> )	y <sub>5</sub>
Condutividade eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	y <sub>6</sub>
Índice de xerminación (%)	y <sub>7</sub>

A Táboa 24 amosa os coeficientes de regresión e a súa significación para as variables  $y_1$  a  $y_4$ . Tendo en conta os valores absolutos dos coeficientes de regresión, a variable que máis influíu nas concentracións finais de nutrientes solubles foi a concentración de lías. Para P e Mg, a seguinte variable en importancia sería a temperatura, e despois a dose de CaCO<sub>3</sub>, mentres que para o K a temperatura tería menor influencia que o CaCO<sub>3</sub>. As doses crecentes de lías e CaCO<sub>3</sub> incrementarán a concentración final de K e reducirán as de P e Mg, mentres que o incremento



da temperatura producirá unha redución da concentración de fósforo soluble e un incremento de K e Mg. Canto á relación C/N, a concentración de lías foi a variable máis influínte, seguida da temperatura, e ambas terían o efecto de reducir o seu valor. A dose de  $\text{CaCO}_3$ , que foi a variable menos influínte, producirá un incremento da relación C/N.

Táboa 24. Coeficientes de regresión e niveis de confianza ( $p$ ) do modelo para a predición das concentracións de P soluble ( $y_1$ ), K soluble ( $y_2$ ), Mg soluble ( $y_3$ ), e a relación C/N ( $y_4$ ).

Coeficientes	$y_1$	$p_{y_1}$	$y_2$	$p_{y_2}$	$y_3$	$p_{y_3}$	$y_4$	$p_{y_4}$
$b_0$	41,3	0,000	4810	0,000	66,3	0,000	15,4	0,000
$b_1$	-8,8	0,001	294	0,005	11,5	0,000	-2,0	0,003
$b_{11}$	7,6	0,002	-386	0,007	14,0	0,000	1,5	0,010
$b_2$	-22,1	0,000	628	0,001	-26,0	0,000	-5,3	0,000
$b_{22}$	27,8	0,000	-543	0,003	-5,0	0,004	2,5	0,004
$b_3$	-8,1	0,001	358	0,004	-5,5	0,001	1,0	0,011
$b_{33}$	15,8	0,000	226	0,019	4,5	0,005	1,9	0,007
$b_{12}$	-5,8	0,003	-602	0,003	4,8	0,004	-0,02	0,883
$b_{13}$	-6,8	0,002	918	0,001	-2,8	0,011	-3,3	0,002
$b_{23}$	-20,0	0,000	343	0,008	13,3	0,000	0,9	0,030

Táboa 25. Coeficientes de regresión e niveis de confianza ( $p$ ) do modelo para a predición da concentración de Na ( $y_5$ ), a condutividade eléctrica ( $y_6$ ) e o índice de xerminación do berro ( $y_7$ ).

Coeficientes	$y_5$	$p_{y_5}$	$y_6$	$p_{y_6}$	$y_7$	$p_{y_7}$
$b_0$	70,3	0,000	3,4	0,000	108	0,001
$b_1$	28,0	0,001	0,79	0,003	-6,1	0,058
$b_{11}$	17,1	0,004	0,43	0,019	36,4	0,004
$b_2$	9,5	0,006	0,38	0,012	-4,3	0,110
$b_{22}$	-2,9	0,115	-0,34	0,030	14,6	0,023
$b_3$	-6,8	0,012	-0,09	0,165	-7,1	0,044
$b_{33}$	-1,9	0,219	-0,12	0,192	6,9	0,094
$b_{12}$	18,0	0,003	0,68	0,007	10,5	0,040
$b_{13}$	-10,0	0,011	-0,15	0,122	14,8	0,021
$b_{23}$	4,0	0,062	0,07	0,324	9,0	0,054

Canto á concentración de Na soluble e a condutividade eléctrica, que se corresponden coas variables  $y_5$  e  $y_6$  respectivamente (Táboa 25), a variable que máis afectaría a ambas sería a temperatura, seguida da concentración de lías. En ambos casos, ao incrementarse a dose de lías

ou a temperatura aumentarían a concentración de Na soluble e a condutividade eléctrica, mentres que o carbonato tería o efecto contrario.

Polo que respecta á fitotoxicidade, os valores dos coeficientes para a variable  $y_7$ , correspondente ao índice de xerminación de berro, indicaron que as variables independentes que máis influíron nesta propiedade foron a concentración de carbonato e a temperatura, producindo ambas un efecto negativo ao reducir o valor do índice de xerminación. En todo caso, hai que lembrar que ningunha das mesturas foi fitotóxica, polo que as variacións preditas están en todo momento en valores adecuados e teñen por tanto unha importancia relativa.

A Táboa 26 amosa os parámetros estatísticos ( $R^2$  e  $F$ ) que dan conta do grao de correlación e significación dos modelos. Obsérvase que en todos os casos a significación foi elevada, o que garante unha boa reprodución dos datos experimentais.

Táboa 26. Parámetros estatísticos ( $R^2$  e  $F$ ) do modelo para a predición das concentracións de P ( $y_1$ ), K ( $y_2$ ), Mg ( $y_3$ ), a relación C/N ( $y_4$ ), a concentración de Na ( $y_5$ ), a CE ( $y_6$ ) e o índice de xerminación do berro ( $y_7$ ).

Variable	$R^2$	$F_{\text{exp}}$	Nivel de significación no test F (%)
$y_1$	0,93	76,0	99
$y_2$	0,89	49,2	98
$y_3$	0,80	24,5	96
$y_4$	0,93	81,1	98
$y_5$	0,87	40,5	97
$y_6$	0,82	27,5	96
$y_7$	0,85	33,2	97

Nas Figuras 46 e 47 compáranse os resultados experimentais (propiedades finais dos compost) e os preditos polo modelo para as concentracións de P, K e Mg solubles, relación C/N, a concentración de Na soluble, a condutividade eléctrica, e o índice de xerminación para o berro, comprobándose que efectivamente o modelo deu lugar a unha boa predición dos datos experimentais.

En diante non se amosan os resultados do modelo para o GI do berro xa que, ao non ser ningunha das mesturas fitotóxica ao final do experimento, os datos preditos polo modelo para o efecto de cada compoñente sobre o GI non terían validez de cara á predición da fitotoxicidade.

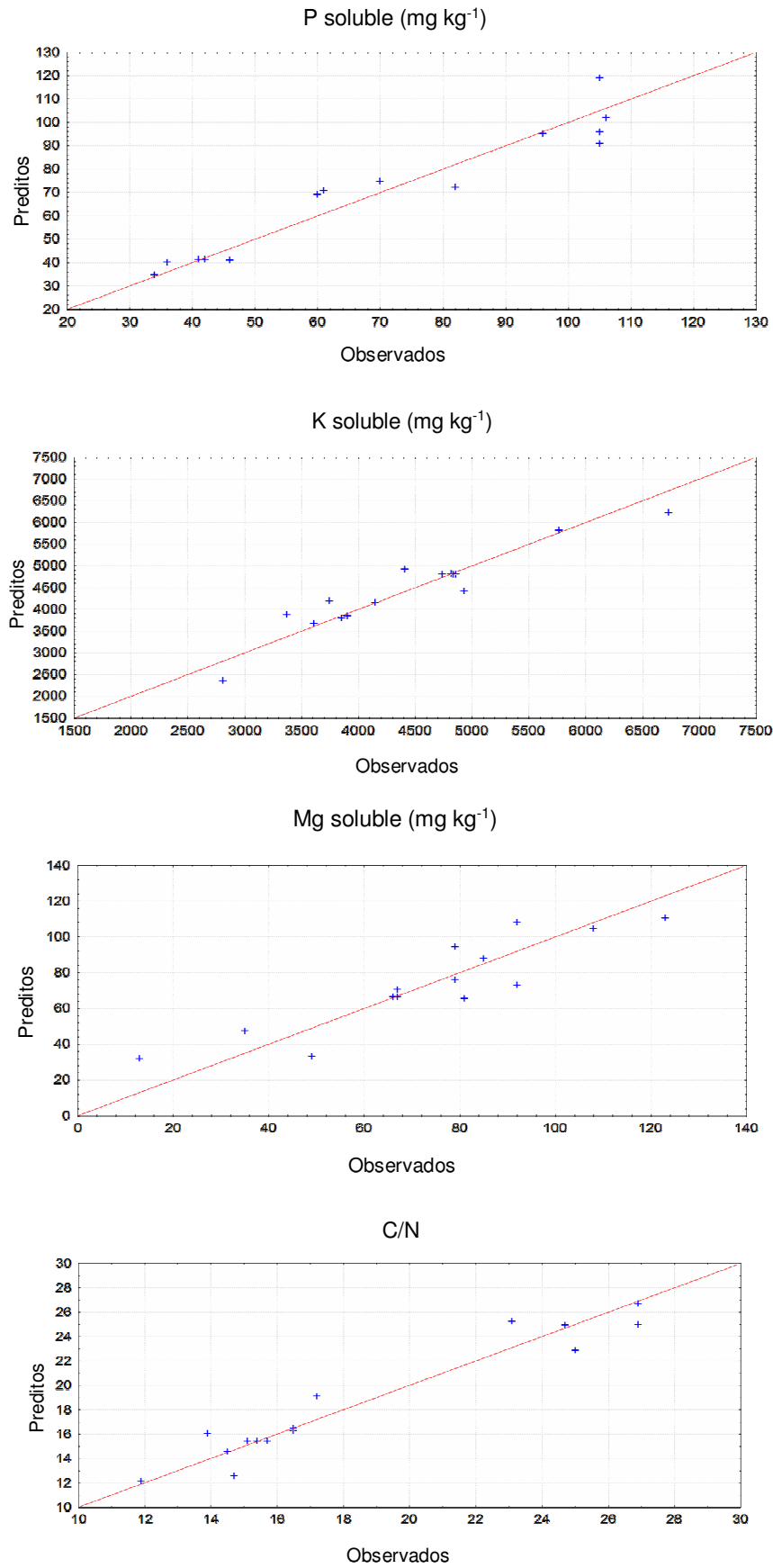


Figura 46. Valores preditos polo modelo fronte a observados para P, K e Mg solubles e a relación C/N.

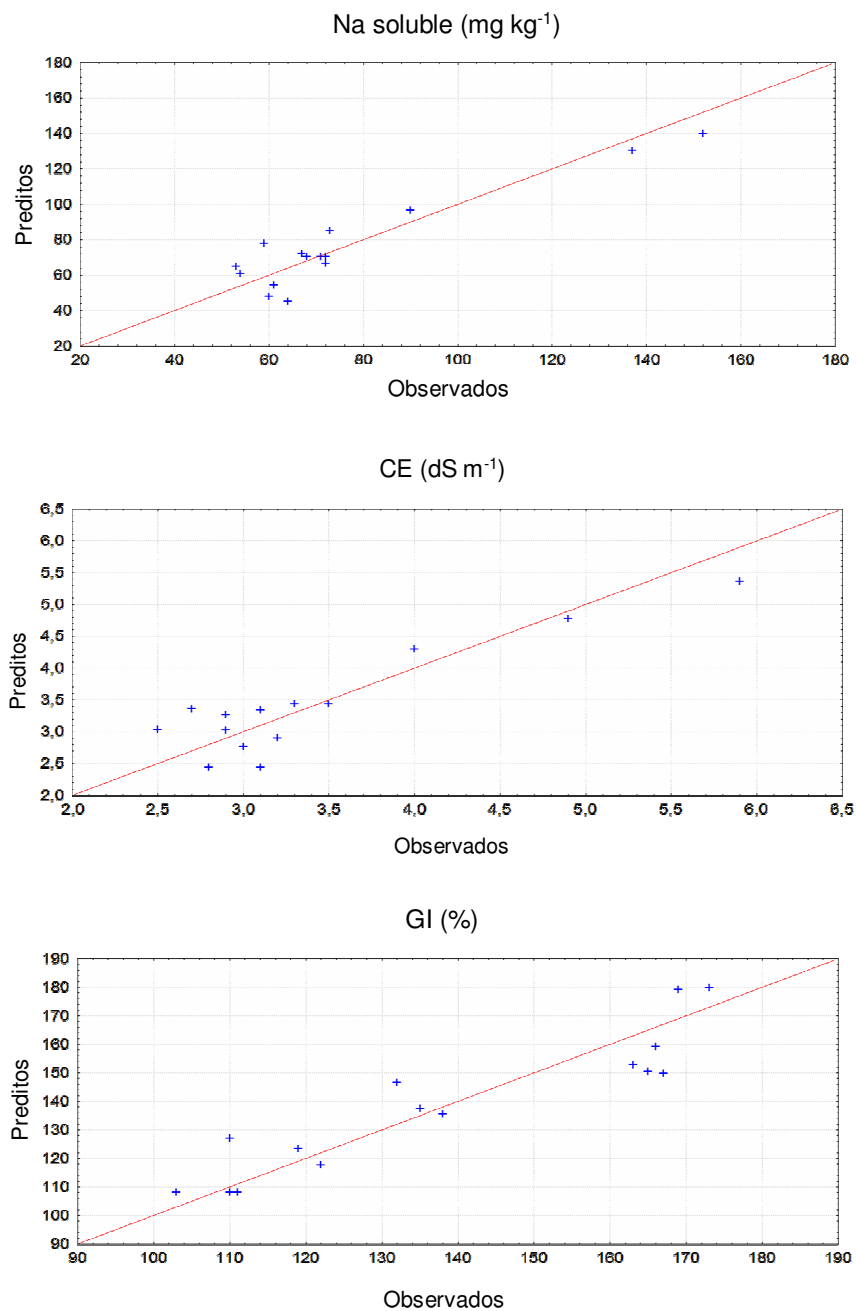


Figura 47. Valores preditos polo modelo fronte a observados para Na soluble, condutividade eléctrica (CE), e o índice de xerminación de berro (GI).

Nas Figuras 48 a 53 amósase o efecto da variación da composición das mesturas nas propiedades finais do compost para unha temperatura de compostaxe fixa de 25°C. Fixouse a temperatura para ter unha avaliación o máis realista posible das propiedades dos compost en condicións reais, pois en traballos anteriores observouse que en condicións de laboratorio a temperatura de compostaxe do bagazo non se incrementa por riba da temperatura ambiente (Moldes et al., 2007c). Ademais, as doses de lías e carbonato son variables que se poden fixar para un proceso de compostaxe, mentres que fixar a temperatura por riba da propia do proceso

conduciría a unha fermentación controlada, xa que no proceso de compostaxe a elevación da temperatura debe ser unha consecuencia da actividade biolóxica.

Nestas condicións, a concentración de P soluble amosou un mínimo a cantidades de lías superiores a 50 g por 100 g de bagazo hidrolizado, e doses de  $\text{CaCO}_3$  superiores a 8 g por 100 g de bagazo hidrolizado (Figura 48). O carbonato produciría un efecto diferente sobre a solubilidade do P en función da concentración das lías. A doses baixas de lías, é dicir, cando predomina o bagazo hidrolizado, extremadamente ácido, o incremento de pH provocado polo carbonato inducirá un aumento da dispoñibilidade do P, que ten o seu máximo en torno a pH 6,5; cando aumenta a proporción de lías e por tanto descende a de bagazo hidrolizado, o carbonato reduce a dispoñibilidade do P, seguramente porque o pH que se acadaría coa mesma dose de carbonato será máis alto e producirá a precipitación de fosfato cálcico.

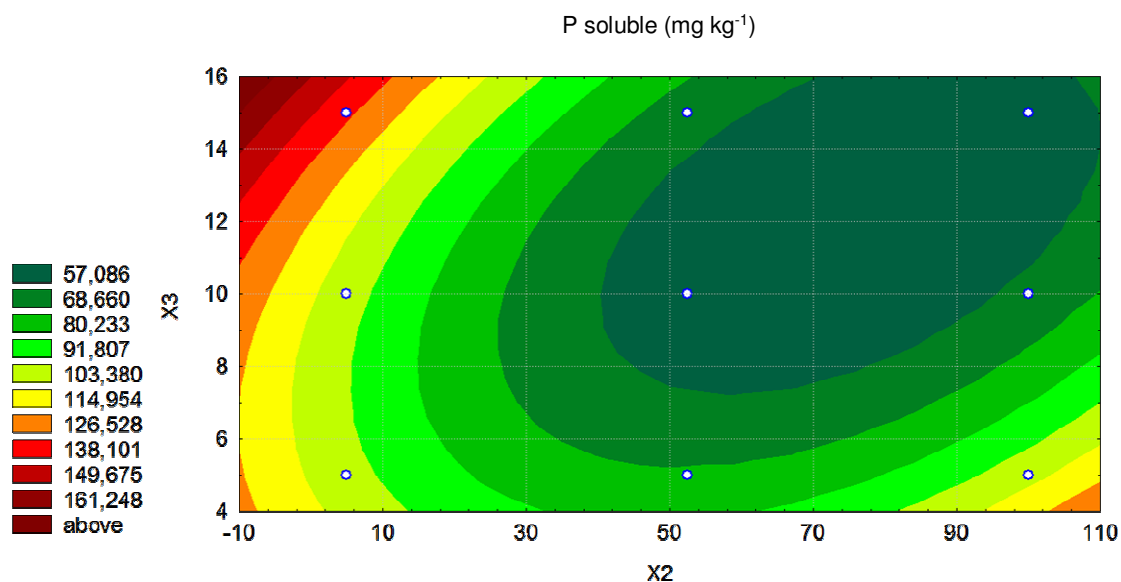


Figura 48. Variación da concentración de P soluble en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de  $\text{CaCO}_3$  ( $x_3$ ), para unha temperatura de  $25^\circ\text{C}$ .

A  $25^\circ\text{C}$ , as concentracións de K soluble incrementaranse coa proporción de lías e reduciranse coa dose de carbonato, especialmente a doses baixas de lías, pois o carbonato case non tería efecto sobre o K a cantidades por riba de 70 g de lías por 100 g de bagazo hidrolizado (Figura 49). Para obter un compost coa maior concentración de K soluble, as condicións ideais serían cantidades elevadas de lías, independentemente da cantidade de carbonato.

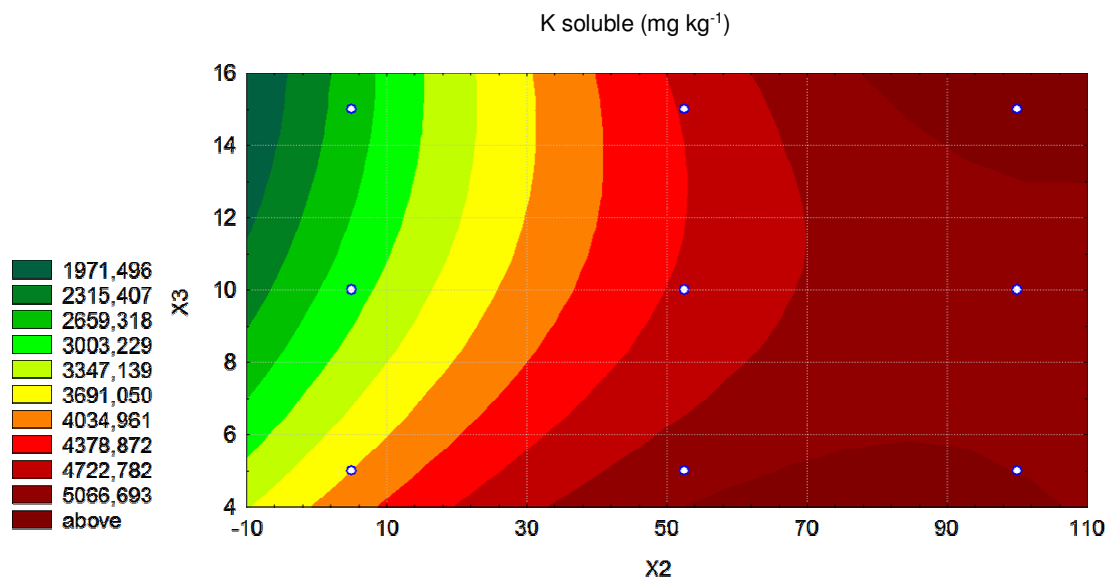


Figura 49. Variación da concentración de K soluble en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de  $\text{CaCO}_3$  ( $x_3$ ), para unha temperatura de 25°C.

As concentracións de Mg soluble reduciríanse con proporcións crecentes de lías (Figura 50), mentres que o carbonato tería un efecto variable: a doses baixas de lías, un incremento da cantidade de  $\text{CaCO}_3$  reduciría as concentracións de Mg soluble, mentres que a doses de lías superiores a 70 g por 100 g de bagazo hidrolizado o efecto sería o contrario. Así, para maximizar a concentración deste elemento serían desexables proporcións baixas de lías e carbonato.

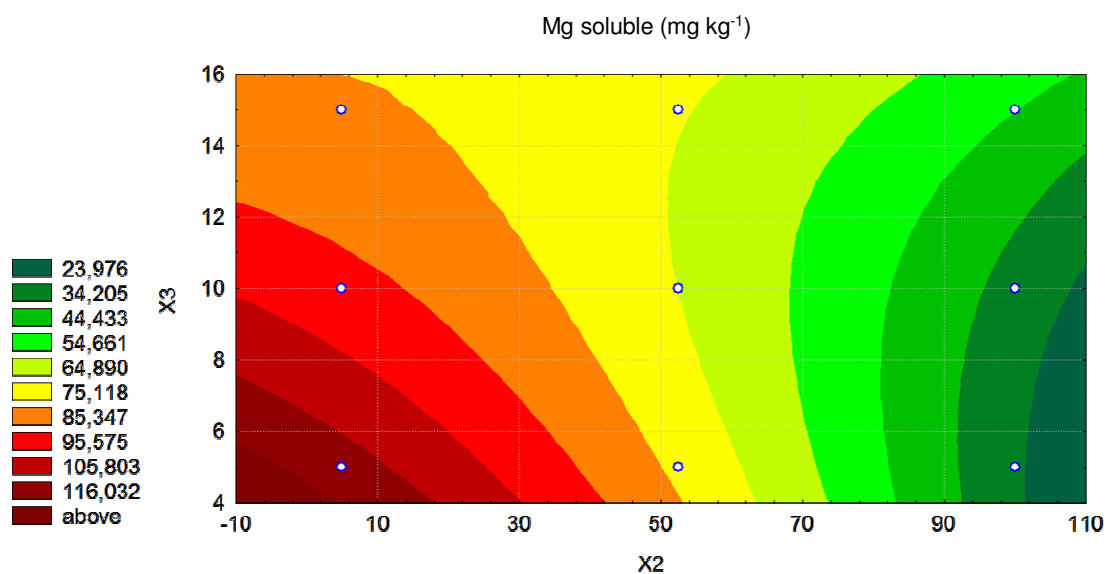


Figura 50. Variación da concentración de Mg soluble en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de  $\text{CaCO}_3$  ( $x_3$ ), para unha temperatura de 25°C.

Para a temperatura de 25°C, a relación C/N presentaría un mínimo que se correspondería con cantidades superiores a 70 g de lías por 100 g de bagazo hidrolizado e menos de 8 g de CaCO<sub>3</sub> por 100 g de bagazo hidrolizado (Figura 51). Cantidades inferiores de lías ou maiores de carbonato incrementarían o valor final da relación C/N.

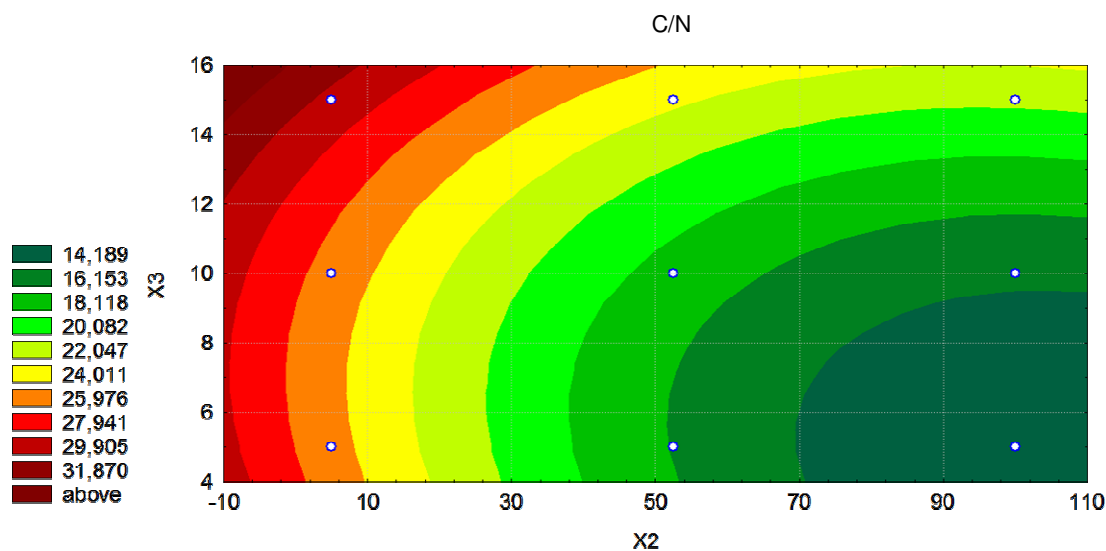


Figura 51. Variación da relación C/N en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de CaCO<sub>3</sub> ( $x_3$ ), para unha temperatura de 25°C.

As concentracións de Na soluble reduciríanse nestas condicións a maiores doses tanto de lías como de carbonato (Figura 52), producíndose un mínimo a valores baixos de ambos compoñentes. O desexable sería, por tanto, incrementar a dose de lías para reducir a concentración deste elemento no compost final.

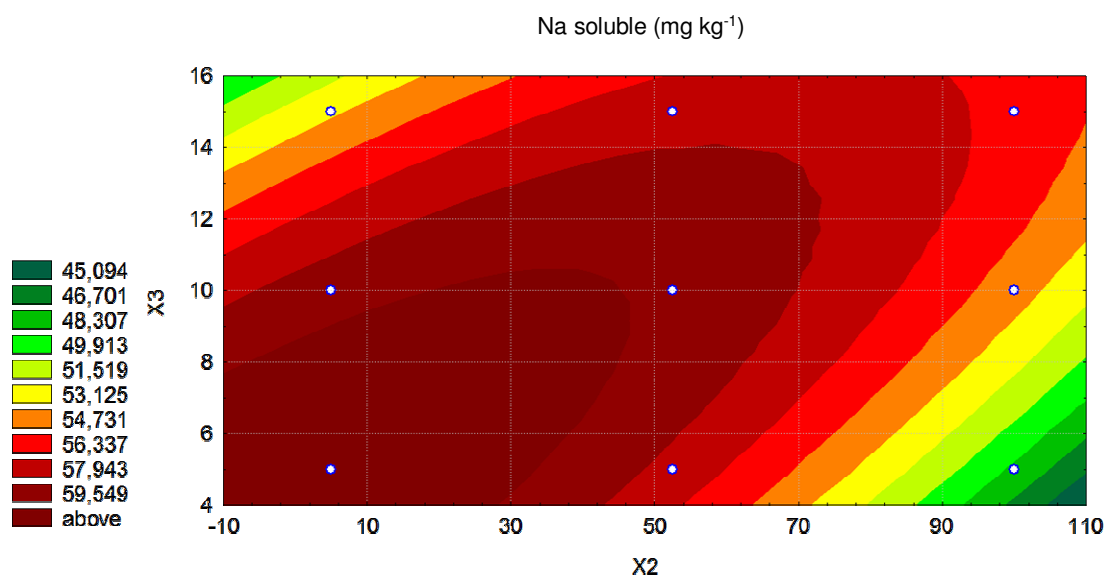


Figura 52. Variación da concentración de Na soluble en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de CaCO<sub>3</sub> ( $x_3$ ), para unha temperatura de 25°C.

Cando fixamos a temperatura, a condutividade eléctrica presenta unha variación complexa, debido a que a temperatura é a variable que máis inflúe nesta propiedade. Así, prodúcese un máximo nun amplo rango de doses de lías, aproximadamente entre 30 e 70 g por 100 g de bagazo hidrolizado; cantidades maiores a 70 g ou menores a 30 g de lías por 100 g de bagazo hidrolizado darían lugar a menores valores de CE. A dose de carbonato case non ten influencia sobre a CE, en comparación coas temperatura e a dose de lías, o cal se debe a que se utilizaron doses de carbonato moi elevadas, para neutralizar completamente a acidez e a salinidade do bagazo hidrolizado.

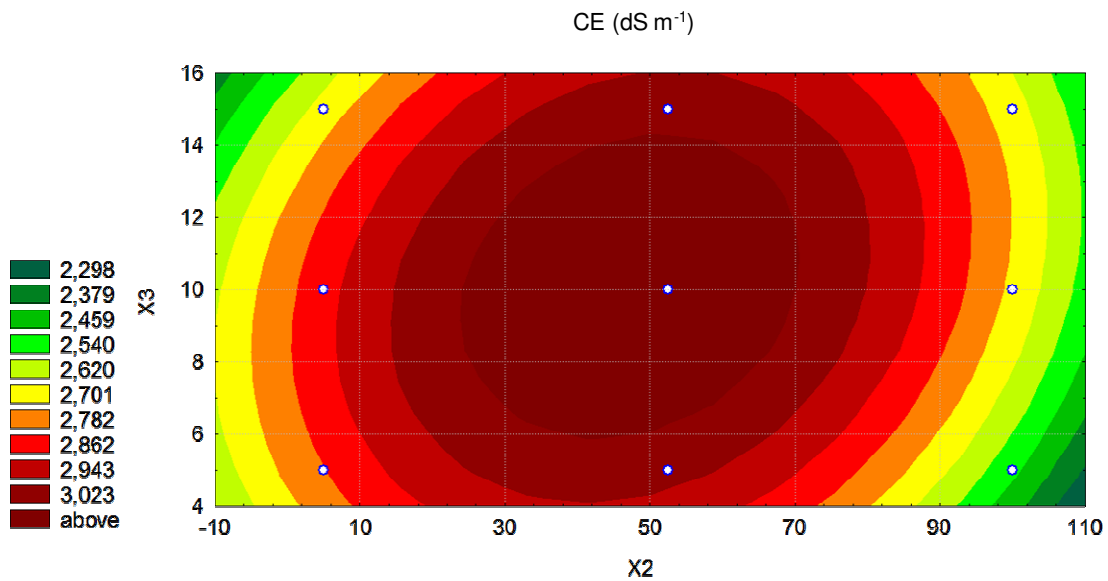


Figura 53. Variación da condutividade eléctrica (CE) en función da cantidade de lías ( $x_2$ ) e a cantidade de  $\text{CaCO}_3$  ( $x_3$ ), para unha temperatura de 25°C.

#### 4.2.3. Resumo

Os principais cambios que se produciron durante os dous meses de compostaxe das mesturas de bagazo hidrolizado e lías de vinificación en diferentes proporcións foron os seguintes:

- (1) Incremento do pH, que ademais se produciu nos primeiros días de compostaxe.
- (2) Descenso da salinidade.
- (3) Descenso da concentración de carbono soluble.
- (4) Desaparición da fitotoxicidade.
- (5) Incremento da relación de densidades ópticas nos extractos acuosos.

A relación existente entre a cantidade de  $\text{CaCO}_3$ , a temperatura, a dose de lías e as propiedades finais do compost modelizouse no caso dos nutrientes solubles (P, K, Mg), a relación C/N, o



sodio soluble, a condutividade eléctrica, e o índice de xerminación para o berro. A concentración de lías foi o factor de maior influencia na maioría das propiedades finais dos compost, seguida da temperatura, mentres que a adición de  $\text{CaCO}_3$  ás doses empregadas non tivo moito menor efecto nas propiedades dos compost.

Para deducir as condicións experimentais que conducirían a un compost de maior calidade a partir da mestura de bagazo hidrolizado e lías, tomáronse como parámetros máis relevantes a concentración de P soluble, a relación C/N e a condutividade eléctrica, posto que Mg e K están presentes en cantidades máis que suficientes para os requirimentos das plantas. Así, para conseguir un compost con unha relación C/N e unha salinidade o máis baixas posibles, e unha concentración máxima de P soluble (realizando a compostaxe a temperatura ambiente), debería utilizarse unha mestura coa seguinte composición: 100 g de bagazo hidrolizado, 100 g de lías, e unha dose máxima de 5 g de carbonato de calcio.

### 4.3. ESTUDIO COMPARATIVO DE COMPOSTAXE DE BAGAZO DE UVA E CO-COMPOSTAXE DE BAGAZO HIDROLIZADO E LÍAS DE VINIFICACIÓN

En base aos resultados obtidos no apartado 4.2 sobre a co-compostaxe de bagazo de uva hidrolizado e lías de vinificación, realizouse un experimento a maior escala, compostando por unha parte bagazo esgotado (mostra B), e por outra unha mestura de bagazo hidrolizado e lías de vinificación en relación 1:1, neutralizados con 2,7 g de  $\text{CaCO}_3$  por 100 g de bagazo hidrolizado (mostra BHL). A dose de carbonato escollida foi máis baixa que as ensaiadas anteriormente para observar se o pH e a salinidade evolucionarían durante a compostaxe cara valores adecuados sen necesidade de engadir un exceso de carbonato, que pode ter como efecto negativo un descenso da dispoñibilidade de nutrientes.

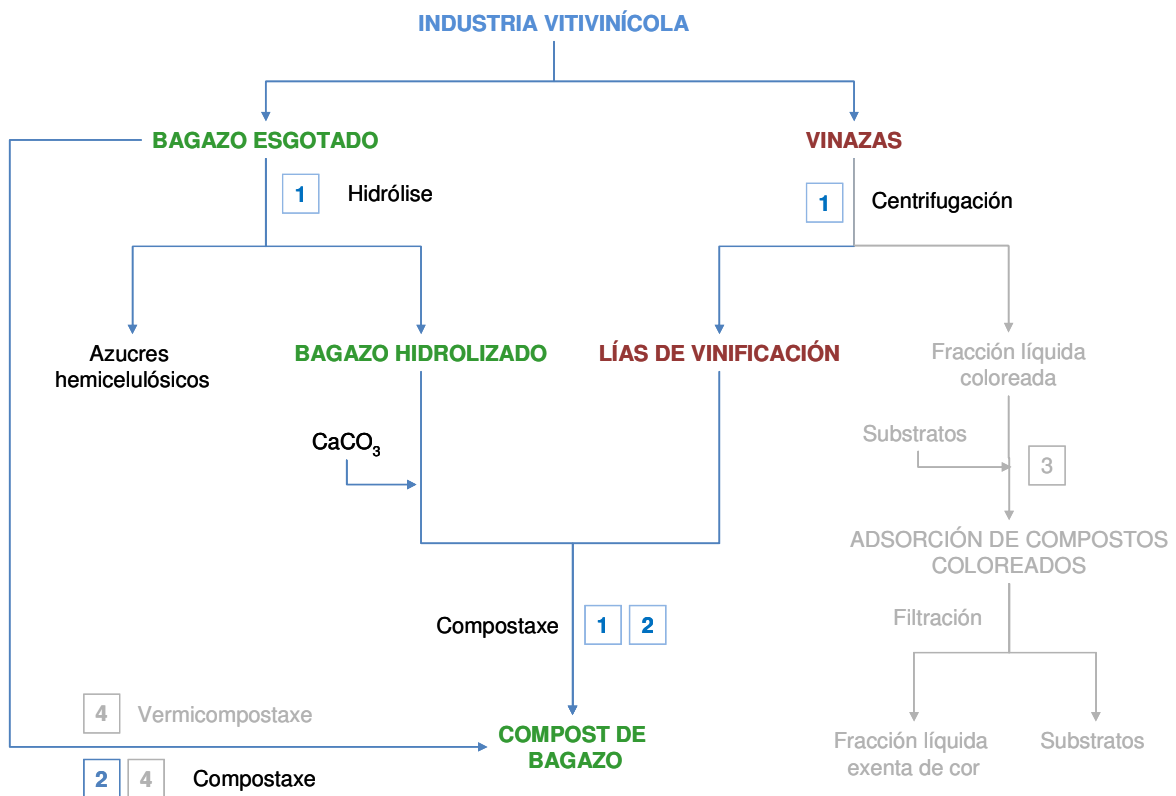


Figura 54. Situación do experimento de comparación de compostaxe de bagazo esgotado e co-compostaxe de bagazo hidrolizado e lías de vinificación dentro do plan de traballo.

Para o experimento utilizáronse os compostadores fabricados no laboratorio e descritos no apartado 3.1.2, e o experimento tivo unha duración de cinco meses, durante os cales o material aireouse regularmente. Hai que destacar que a mestura de bagazo hidrolizado e lías presentou moitas dificultades para a aireación durante o experimento e que, nun momento dado (durante o terceiro mes de compostaxe), foi necesario baleirar o compostador e secar o material debido á

súa entrada en anaerobiose. Esta situación verase reflectida nalgunhas das propiedades do compost final, especialmente no amonio soluble e a fitotoxicidade.

#### 4.3.1. Evolución das propiedades xerais durante o experimento

##### *Evolución da temperatura e a humidade*

A temperatura é un dos parámetros máis importantes durante a compostaxe pois é un indicador da actividade dos microorganismos descompoñedores e dá conta da hixienización do produto final. A elevación da temperatura durante a compostaxe é consecuencia da liberación en forma de calor de parte da enerxía producida pola oxidación dos compostos orgánicos por parte dos microorganismos; por esta razón a temperatura é unha medida tanto da evolución do proceso como da actividade biolóxica.

Na Figura 55 amósase a evolución da temperatura co tempo nas dúas mesturas en compostaxe avaliadas nesta parte da Tese. Cabe resaltar que a mestura de bagazo hidrolizado e lías (BHL) acadou temperaturas maiores, debido probablemente ao maior aporte de compostos de nitróxeno das lías. En todo caso, hai que destacar que en ambos procesos a temperatura mantívose sempre moi baixa, no rango mesófilo. Isto non significou que non se producira descomposición, pois a observación visual dos compost finais indicou que existían diferenzas evidentes entre o material de partida e os produtos finais.

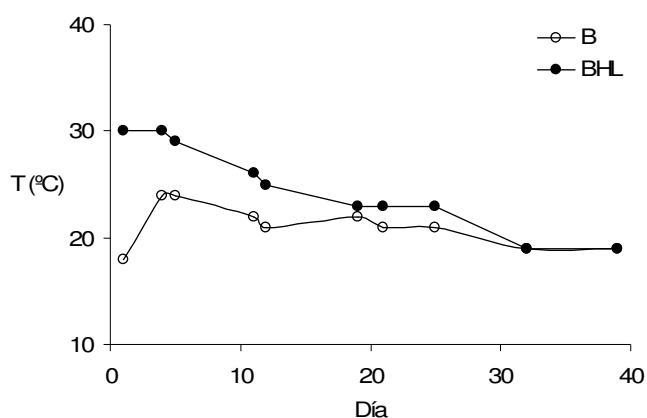


Figura 55. Evolución da temperatura ( $T$ ) durante o primeiro mes de compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).

O proceso de compostaxe de residuos vitivinícolas en ocasións non acada condicións termófilas, como indican traballos precedentes, e rara vez chega a superar os  $60^\circ\text{C}$ . Moldes et al. (2007c), por exemplo, observaron que non se produce incremento de temperatura durante a compostaxe de bagazo de uva a escala de laboratorio, aínda que se produce unha rápida colonización por

parte de *Penicillium spp.* Lei e VanderGheynst (2000) compostaron mesturas de bagazo e palla de arroz en reactores de 30 L (cargados con 5,4 kg de mestura), obtendo valores máximos de temperatura en torno aos 40-45°C. Ferrer et al. (2001) obtiveron un máximo de 48°C aos once días de compostaxe de bagazo en montóns de 400 kg, que aumentou ata os 54°C cando se engadiron excrementos de polo, reducíndose ata valores por debaixo de 30°C a partir dos vinte días de compostaxe. Bustamante et al. (2008c) compostaron mesturas de diversos residuos vitivinícolas con lodos de EDAR en montóns de 1800 kg, e as temperaturas máximas acadadas rondaron os 45°C, e só durante os primeiros vinte días. Cando nas mesturas se substituíron os escoballos por esterco, as temperaturas chegaron a superar os 50°C e nun só caso os 60°C, o cal puido deberse ao incremento do nitróxeno dispoñible polo aporte de esterco. Gea et al. (2005) observaron temperaturas máximas de 46,5°C durante a compostaxe de mesturas de escoballos e lías en reactores de 4,5 L, mentres que a compostaxe de mesturas semellantes en montóns de 150 m<sup>3</sup> si que acadou temperaturas superiores aos 60°C. Fernández et al. (2008) tamén obtiveron temperaturas próximas aos 60°C durante a compostaxe de bagazo esgotado e mesturas de bagazo esgotado e escoballos en montóns de 6 m<sup>3</sup>.

Tendo en conta o exposto na bibliografía, as baixas temperaturas durante a compostaxe observadas nos nosos experimentos poden obedecer a un ou varios dos seguintes factores: (1) un illamento insuficiente dos compostadores; (2) un volume de material en compostaxe demasiado baixo; (3) insuficiencia de nitróxeno dispoñible para os microorganismos. O traballo de Gea et al. (2005) parece suxerir que o volume é o factor máis importante para a elevación da temperatura. No seu experimento de laboratorio, estes autores só obtiveron temperaturas superiores a 40°C en tres das catorce mesturas estudadas. A temperatura máis alta acadada en comparación co noso traballo pode atribuírse ao mellor sistema de illamento empregado por estes autores, xa que usaron vasos Dewar con tapa para a compostaxe, o cal parece un sistema máis eficiente na conservación do calor que o fabricado e utilizado neste traballo, que sen dúbida deu lugar a maiores perdas de calor. En todo caso, está claro que este tipo de residuos amosan unha certa dificultade para aumentar a súa temperatura. Bustamante et al. (2008c) atribúen este comportamento á existencia de substancias antimicrobianas no bagazo, como os taninos e outros polifenóis, pero esta explicación resulta pouco convincente, pois implicaría niveis reducidos de actividade biolóxica durante a compostaxe, o que, como se verá, non é o caso.

Sen embargo, é importante sinalar que o feito de que non se acaden temperaturas elevadas durante a compostaxe non implica unha estabilización inadecuada do bagazo. En realidade, as condicións da descomposición poderíanse comparar ás que se dan nos solos, na descomposición de materiais con elevadas porcentaxes de lignina e materiais pouco degradables, e elevadas cantidades de materia orgánica total. Por outra banda, cabe resaltar que neste traballo estanse a utilizar residuos que xa pasaron por tratamentos en condicións

termofílicas (o bagazo hidrolizado foi sometido a temperaturas de 130°C durante o proceso de hidrólise e o bagazo esgotado foi sometido a unha destilación a case 100°C, mentres que as lías de vinificación alcanzaron temperaturas termofílicas durante a fermentación alcohólica), polo cal desde o punto de vista da hixienización do compost final o non alcanzarse temperaturas elevadas non suporía ningún problema.

A consecuencia da ausencia de quentamento as perdas de humidade foron mínimas, e os materiais só se rehumectaron tres veces ao longo do proceso, durante os dous primeiros meses, manténdose a humidade practicamente constante, como se observa na Figura 56. A produción de lixiviados, pola mesma razón, foi moi baixa, e só se recolleron durante os primeiros dous meses para a mostra B, mentres que para a mostra BHL recolleuse ademais unha última mostra despois do terceiro mes, cando o compostador foi baleirado para reducir a humidade da mestura.

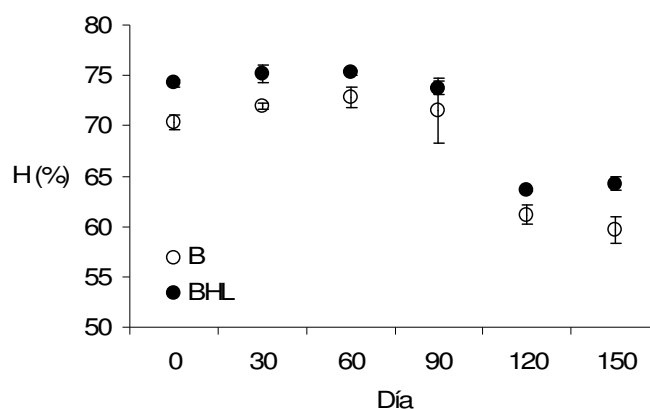


Figura 56. Evolución da humidade (H) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL). As barras representan dúas veces a desviación estándar.

### ***Evolución do pH e a condutividade eléctrica***

O pH da mestura de bagazo hidrolizado e lías mostrase evolucionou desde valores ácidos ata a neutralidade, sendo o valor final de 7 (Táboa 27). Os valores iniciais de pH foron inferiores aos do experimento anterior, debido á menor concentración de carbonato utilizada. Aínda así, observouse que o pH se corrixiu gradualmente ata chegar a 7, sen necesidade dun aporte maior de carbonato. No caso do bagazo esgotado o pH mantívose en todo momento próximo á neutralidade, producíndose no primeiro mes un importante incremento ata un valor máximo de 7,8 e reducíndose progresivamente a continuación ata un valor final de 6,9. Este incremento de pH é un feito común durante a compostaxe deste tipo de residuos: Marhuenda-Egea et al. (2007) tamén observaron un incremento do pH de 4,7 a 7,4 nos primeiros 16 días de compostaxe dunha mestura de bagazo, bagazo esgotado, escoballo, e lodos de EDAR; Moldes et al. (2007c)

observaron un incremento do pH de bagazo desde 3,8 a 7,5 en dous meses e Ferrer et al. (2001) observaron incrementos do pH de 3 a 8 en só 20 días.

*Táboa 27. Evolución do pH e a condutividade eléctrica (CE) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).*

día	pH		CE (dS m <sup>-1</sup> )	
	B	BHL	B	BHL
0	6,7 ± 0,03	3,0 ± 0,01	4,3 ± 0,01	8,5 ± 0,1
30	7,8 ± 0,1	5,2 ± 0,2	2,6 ± 0,03	8,5 ± 0,2
60	7,6 ± 0,07	5,2 ± 0,05	2,6 ± 0,08	8,5 ± 0,01
90	7,5 ± 0,04	6,3 ± 0,01	2,3 ± 0,2	8,2 ± 0,1
120	7,4 ± 0,04	7,1 ± 0,06	2,0 ± 0,04	11,4 ± 0,2
150	6,9 ± 0,04	7,0 ± 0,04	1,8 ± 0,08	12,9 ± 0,2

Canto á condutividade eléctrica, durante a compostaxe do bagazo esgotado esta reduciuse á metade dos valores iniciais, producíndose o maior descenso durante o primeiro mes, desde 4,3 a 2,6 dS m<sup>-1</sup>. Marhuenda-Egea et al. (2007) observaron un descenso da condutividade da mesma orde (desde 4,2 a 1,9 dS m<sup>-1</sup>) durante os primeiros 16 días de compostaxe de residuos vitivinícolas, comparable ao acadado neste experimento. Pola contra, na mestura de bagazo hidrolizado e lías non se produciu este descenso, e a condutividade mantívose en niveis moi altos, sempre por riba de 8 dS m<sup>-1</sup>, chegando a un máximo de 12,9 dS m<sup>-1</sup> no compost final. As lías puideron favorecer maiores valores de condutividade en relación coas condicións de drenaxe deficiente provocadas máis que coa súa salinidade, como se deduce do incremento dos valores nos derradeiros meses, pero a causa principal dos valores tan elevados de CE está en que a dose de carbonato foi insuficiente, e aínda que o pH se corrixiu co tempo, non sucedeu o mesmo coa salinidade.

### ***Evolución da materia orgánica total***

Durante o proceso de compostaxe do bagazo esgotado, as porcentaxes de carbono e materia orgánica practicamente non variaron (Táboa 28). Este feito, unido a que só se produciu un leve incremento da concentración do nitróxeno (desde un 1,7% a un 1,9%), deu lugar a un descenso pouco pronunciado da relación C/N inicial, que quedou en valores superiores aos considerados tradicionalmente adecuados para un compost (<20). Na mestura de bagazo hidrolizado e lías observáronse cambios máis importantes, con unha maior redución de materia orgánica (desde o

90,1% ao 84,1%) e carbono, e maior incremento da concentración do nitróxeno (desde un 2,0% a un 2,3%), situándose a relación C/N ao final en torno a 20.

Táboa 28. Evolución da materia orgánica total e relación C/N durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL). MO: materia orgánica.

día	MO (%)		C (%)		N (%)		C/N	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	94,1 ± 0,3	90,1 ± 0,2	54,6 ± 0,1	52,3 ± 0,1	1,7 ± 0,02	2,0 ± 0,01	31 ± 0,3	26 ± 0,1
30	94,4 ± 0,1	89,2 ± 0,5	54,7 ± 0,1	51,8 ± 0,3	1,8 ± 0,1	2,2 ± 0,01	30 ± 2	23 ± 0,2
60	93,9 ± 0,1	90,9 ± 3,7	54,5 ± 0,1	52,7 ± 2,2	2,0 ± 0,01	2,2 ± 0,01	27 ± 0,1	24 ± 0,9
90	93,4 ± 0,5	88,1 ± 0,1	54,2 ± 0,3	51,1 ± 0,1	2,0 ± 0,01	2,6 ± 0,2	28 ± 0,4	20 ± 1,1
120	93,8 ± 0,1	87,8 ± 0,01	54,4 ± 0,1	50,9 ± 0,01	1,9 ± 0,01	2,6 ± 0,1	29 ± 0,2	19 ± 0,5
150	93,0 ± 0,4	84,1 ± 3,0	53,9 ± 0,2	48,8 ± 1,8	1,9 ± 0,02	2,3 ± 0,02	28 ± 0,4	21 ± 1,0

A evolución da materia orgánica, carbono e nitróxeno totais durante a compostaxe de residuos lignocelulósicos, como o bagazo, é moi baixa comparada con outros residuos: por exemplo, Sánchez-Monedero et al. (2001) amosaron datos de mostras de compost de bagazo de sorgo que tras 14 semanas non perderon máis dun 10% de materia orgánica, manténdose en valores en torno ao 80%. Os residuos vitivinícolas amosan o mesmo comportamento: Marhuenda-Egea et al. (2007) observaron un descenso da materia orgánica do 92% ao 84% tras máis de tres meses de compostaxe, e Moldes et al. (2007c) observaron reducións da materia orgánica do 95% ao 90-92%, tras dous meses de compostaxe de bagazo. Como excepción, Romero et al. (2007), observaron descensos maiores de materia orgánica (desde o 82 ao 59%) durante a vermicompostaxe de bagazo esgotado e lías.

A variación da concentración do nitróxeno total durante a compostaxe de residuos vitivinícolas soe ser maior que a do carbono. Así Ferrer et al. (2001) observaron un incremento desde 1,7 a 2,1%; Moldes et al. (2007c) observaron incrementos desde un 2,2% ata o 3,7-3,8%, e Marhuenda-Egea et al. (2007) rexistraron aumentos do 1,3% ao 2,4%. Pola contra, Romero et al. (2007) observaron que o nitróxeno total reduciuse ou permaneceu sen cambios durante a vermicompostaxe de bagazo esgotado e lías.

Ademais da escasa evolución da materia orgánica total, queda claro, que a relación C/N do material final é fortemente dependente da relación inicial, pois os cambios nesta propiedade durante a compostaxe son escasos (Táboa 28), e xa outros autores observaron escasa evolución deste parámetro durante a compostaxe de residuos vitivinícolas (Inbar et al., 1991; Marhuenda-Egea et al., 2007; Romero et al., 2007). Esta escasa evolución pode deberse á elevada

porcentaxe de lignina observada nestes residuos, que fai que a descomposición sexa máis lenta que a de outros residuos agrícolas (Madejón et al., 2001).

### ***Evolución de polisacáridos e lignina***

A lignina foi a forma de materia orgánica predominante nos dous materiais sometidos a compostaxe, seguida polas celulosas e hemicelulosas (Táboa 29). Observouse que a celulosa foi o compoñente que máis se degradou, producíndose, no caso da lignina, un incremento relativo da súa concentración, ao reducirse os outros constituíntes durante a compostaxe. Os compost finais amosaron concentracións moi elevadas de lignina (un 68,8% e un 62%, respectivamente, para as mostras B e BHL), e en torno a un 10% da suma de celulosas e hemicelulosas. Moldes et al. (2007c) observaron tamén un incremento da proporción de lignina durante a compostaxe de bagazo, e descensos das concentracións de celulosas e hemicelulosas.

*Táboa 29. Evolución das concentracións de polisacáridos e lignina (%) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lias e CaCO<sub>3</sub> (BHL).*

Día	B			BHL		
	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina
0	12,4 ± 0,4	7,5 ± 0,5	60,9 ± 2,4	14,8 ± 0,2	4,9 ± 0,4	47,6 ± 0,2
30	11,1 ± 1,1	7,3 ± 0,4	59,8 ± 1,5	12,7 ± 0,8	4,4 ± 0,3	55,8 ± 0,7
60	7,1 ± 0,1	6,8 ± 0,8	67,5 ± 0,8	10,5 ± 0,3	3,5 ± 0,2	58,0 ± 0,5
90	5,6 ± 0,4	6,5 ± 0,5	67,4 ± 0,9	7,2 ± 0,1	2,8 ± 0,1	60,1 ± 0,7
120	5,8 ± 0,1	5,6 ± 0,1	66,9 ± 0,05	7,2 ± 0,6	2,8 ± 0,2	60,6 ± 0,2
150	5,1 ± 0,2	5,1 ± 0,6	68,8 ± 3,0	8,0 ± 0,2	2,9 ± 0,1	62,4 ± 0,5

Para estudar mellor a evolución da degradación das formas de materia orgánica, os datos deben normalizarse referíndoos a un contido fixo de cinsas, para evitar o efecto de concentración relativa producido pola perda de peso dos materiais en compostaxe. Os resultados así expresados para lignina, celulosa e hemicelulosa amósanse na Táboa 30, na que se observa que a degradación da celulosa e a hemicelulosa tivo lugar principalmente durante os primeiros meses, mentres que a degradación da lignina comezou máis tarde, aproximadamente cara o quinto mes, sendo en todo caso moi escasa. A degradación de celulosa e hemicelulosa entre o primeiro e segundo mes deu como resultado unha concentración relativa da lignina na mostra B, que nos meses terceiro e cuarto recuperou os valores iniciais, reducíndose no quinto. Pola contra, na mostra BHL o incremento da concentración de lignina non coincidiu coa máxima degradación de celulosas e hemicelulosas.



Táboa 30. Evolución das concentracións normalizadas de polisacáridos e lignina (%) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).

Día	B			BHL		
	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina
0	12,4	7,5	60,9	14,8	4,9	47,6
30	11,7	7,6	63,0	11,6	4,0	51,3
60	6,9	6,6	66,1	11,5	3,8	63,4
90	5,0	5,8	60,9	6,0	2,3	50,0
120	5,5	5,3	63,5	5,8	2,3	49,2
150	4,3	4,3	58,1	5,0	1,8	38,9

Os valores iniciais tan baixos da relación celulosa/lignina, de 0,20 e 0,31 para o bagazo esgotado e a mestura de bagazo hidrolizado e lías, respectivamente (Táboa 31) indican que os residuos xa están moi estabilizados inicialmente; por exemplo, un valor para este cociente inferior a 0,8 úsase para distinguir residuos frescos e maduros en vertedoiros, nos que os residuos frescos poden chegar a presentar relacións superiores a 4 (Bookter e Ham, 1982). Esta relación tamén é indicativa da evolución dos materiais orgánicos durante a compostaxe, e por exemplo Komilis e Ham (2003) observaron un descenso ata valores menores de 0,5 durante a compostaxe de diversas fraccións de RSU. No noso experimento, os valores desta relación reducíronse progresivamente ao longo do proceso de compostaxe, desde un 0,20% a un 0,07% no bagazo esgotado, e desde un 0,31% a un 0,13% na mestura de bagazo hidrolizado e lías.

Táboa 31. Relacións celulosa/lignina e índice lignocelulósico durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL). Cel/Lig: relación celulosa/lignina; ILC: índice lignocelulósico; Red/Tot: porcentaxe de celulosas e hemicelulosas respecto á suma de polisacáridos e lignina.

Día	Cel/Lig		ILC		Red/Tot (%)	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	0,20	0,31	0,74	0,68	25	32
30	0,19	0,23	0,75	0,76	24	24
60	0,11	0,18	0,82	0,80	18	20
90	0,08	0,12	0,84	0,85	16	14
120	0,09	0,12	0,84	0,85	15	14
150	0,07	0,13	0,87	0,85	13	15

O índice lignocelulósico (ILC), definido como a relación entre os polisacáridos insolubles en ácido (aquí lignina Klason) e a suma de polisacáridos solubles e insolubles, úsase como indicador da calidade dos restos vexetais que se achegan ao solo, e dá unha idea da degradabilidade potencial dun material (Melillo et al., 1989). Durante o experimento, este índice incrementouse constantemente para as dúas mostras, indicando un descenso da degradabilidade. O inverso do ILC (porcentaxe de celulosas e hemicelulosas respecto á suma de polisacáridos e lignina) úsase como índice de madurez (Inoko et al., 1979), considerándose maduros os materiais con un valor inferior ao 35%. As dúas mostras tiveron valores iniciais inferiores a este valor umbral, o que indica de novo a elevada estabilidade inicial dos residuos, pero os valores reducíronse aínda máis durante a compostaxe, ata chegar ao 13% e o 15%, para o bagazo esgotado e a mestura de bagazo hidrolizado e lías, respectivamente.

Calquera destes índices relacionados coa proporción de lignina poderían ser bos indicadores do proceso de compostaxe ou estabilización deste tipo de residuos. Sen embargo, o estudo da composición da materia orgánica durante a compostaxe deste tipo de residuos é moi escasa na bibliografía, centrándose a maioría dos traballos na análise dos extractos alcalinos e dos ácidos húmicos.

### ***Evolución da materia orgánica soluble***

Posto que as fraccións solubles en auga son as que están máis inmediatamente dispoñibles para a súa utilización polos microorganismos, as medidas de carbono soluble son usadas por numerosos autores como medida de madurez e como indicadores da evolución do proceso de compostaxe (Zmora-Nahum et al., 2005; Said-Pullicino et al., 2007). Os indicadores máis utilizados son a concentración de carbono soluble, a relación C/N na fase acuosa, e a relación entre Cs e N total, aínda que non hai un acordo completo canto aos valores de referencia, que aparentemente dependen en gran medida do material avaliado, como xa indicaron algúns autores (Benito et al., 2003).

Neste experimento, as concentracións de carbono soluble reducíronse co tempo (Táboa 32), como é habitual durante a compostaxe de calquera tipo de residuos. Aínda que a mestura de bagazo hidrolizado e lías presentou inicialmente maiores concentracións de carbono soluble que o bagazo, os valores finais foron semellantes en ambas mostras (8,1 e 9,1 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Os compost estudados aquí non chegaron aos valores de referencia para compost maduros de 5 g kg<sup>-1</sup>, aínda que os valores estiveron preto e reducíronse considerablemente con respecto aos iniciais. As concentracións de nitróxeno soluble non amosaron unha tendencia consistente: na mostra de bagazo incrementáronse inicialmente para despois descender, mentres que na mestura de bagazo hidrolizado e lías reduciuse nos dous primeiros meses e incrementouse nos dous últimos.

Táboa 32. Evolución da concentración de carbono soluble (Cs), nitróxeno soluble (Ns) e relación C/N na fase acuosa (Cs/Ns) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).

día	Cs (g kg <sup>-1</sup> )		Ns (g kg <sup>-1</sup> )		Cs/Ns	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	38 ± 2	56 ± 0,4	1,0 ± 0,04	2,4 ± 0,1	40 ± 0,5	24 ± 0,7
30	28 ± 5	37 ± 2	1,5 ± 0,2	1,7 ± 0,01	19 ± 6	22 ± 1
60	26 ± 0,5	33 ± 0,1	2,5 ± 0,2	1,9 ± 0,01	10 ± 0,5	17 ± 0,03
90	21 ± 1	19 ± 0,8	2,3 ± 0,2	2,1 ± 0,1	9,0 ± 1	9,1 ± 0,6
120	15 ± 0,5	15 ± 0,2	1,5 ± 0,04	5,5 ± 0,1	10 ± 0,6	2,7 ± 0,01
150	9,1 ± 0,5	8,1 ± 0,4	0,5 ± 0,04	5,2 ± 0,1	19 ± 0,4	1,6 ± 0,1

Outros parámetros relacionados co carbono soluble, considerados bos indicadores de madurez (García et al., 1992; Pascual et al., 1997; Mondini et al., 2006), son a proporción do carbono soluble con respecto ao carbono e ao nitróxeno totais, e que descenderon en ambas mostras durante o experimento (Figura 57), en coincidencia co observado noutros estudos sobre compostaxe (Iglesias et al., 2008).

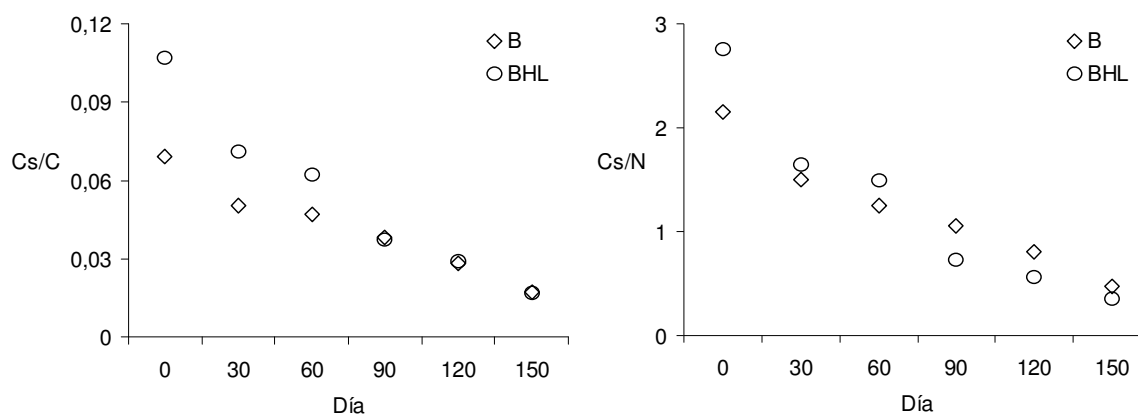


Figura 57. Relacións C soluble/C total (Cs/C) e C soluble/N total (Cs/N) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).

Canto á evolución das formas de nitróxeno, os resultados foron moi diferentes para as dúas mostras (Táboa 33). Durante a compostaxe de bagazo, o amonio predominou sobre o nitrato durante os primeiros catro meses, producíndose un incremento progresivo da concentración de nitrato ata un valor final de 94 mg kg<sup>-1</sup>. Na mestura de bagazo hidrolizado e lías, o nitrato mantívose en todo momento en cantidades moi baixas, mentres que o amonio, que foi a forma dominante, incrementouse notablemente con respecto aos materiais iniciais, e especialmente nos

dous últimos meses do experimento, como consecuencia das condicións de anaerobiose provocadas polas lías. En consecuencia, a relación amonio/nitrato, que tamén se usa como indicativo de madurez e debería ter un valor o máis baixo posible (Bernal et al., 1998; Iglesias et al., 2008), reduciuse durante a compostaxe de bagazo, pero non na mestura de bagazo hidrolizado e lías. Coincidindo aproximadamente cos nosos resultados para a compostaxe do bagazo esgotado, Bustamante et al. (2008c) observaron que o amonio se reduce rapidamente durante os primeiros dous meses de compostaxe de bagazo esgotado mesturado con esterco de diferente orixe, mentres que o nitrato se incrementa gradualmente, de modo que a concentración de nitrato supera á de amonio a partir do terceiro ou cuarto mes..

Táboa 33. Evolución das concentracións de amonio e nitrato durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).

Día	Amonio ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ )		Amonio/nitrato	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	8,4 ± 2	324 ± 2	4,9 ± 1,0	0	1,7 ± 0,1	†
30	2,1 ± 0,5	4,5 ± 0,3	3,5 ± 1,5	2,5 ± 0,6	0,6 ± 0,1	1,8 ± 0,3
60	55 ± 9	9,4 ± 0,3	10 ± 7	2,1 ± 0,5	7,1 ± 4,1	4,7 ± 1,3
90	316 ± 13	501 ± 21	14 ± 2	0	23 ± 2	†
120	44 ± 1	3821 ± 22	13 ± 2	0	3,4 ± 0,6	†
150	12 ± 2	5589 ± 30	94 ± 0	0	0,1 ± 0,02	†

† Non se puido determinar por ser o denominador cero.

A absorción a 465 e 665 nm dos extractos acuosos de bagazo foi maior que os da mestura de bagazo hidrolizado e lías (Táboa 34). En ambos casos, a absorción incrementouse os primeiros meses e reduciuse en diferente medida a continuación. O resultado global durante a compostaxe do bagazo esgotado foi un descenso da absorción a ambas lonxitudes de onda; durante a compostaxe da mestura de bagazo hidrolizado e lías reduciuse a absorción a 465 nm, e incrementouse a 665 nm. A absorción do extracto acuoso a 465 nm, relacionada inversamente segundo Zmora-Nahum et al. (2005) co carbono soluble e coa madurez do compost, reduciuse globalmente en ambos casos, o mesmo que o carbono soluble (Táboa 32). Por outra banda, a relación  $E_4/E_6$ , que indica de xeito inverso o grao de polimerización das moléculas orgánicas solubilizadas no extracto (Chen et al., 1977), incrementouse durante a compostaxe de bagazo e reduciuse na mestura de bagazo hidrolizado e lías, o cal é o contrario do observado no anterior experimento de co-compostaxe (apartado 4.2). Isto significaría que durante a compostaxe de bagazo se produciu un descenso do grao de polimerización das moléculas extraídas en auga, mentres que na mestura de bagazo hidrolizado e lías tería sucedido o contrario.

Táboa 34. Evolución das propiedades espectroscópicas no extracto acuoso durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).  $E_4$ : absorción a 465 nm;  $E_6$ : absorción a 665 nm.

día	$E_4$		$E_6$		$E_4/E_6$	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	0,88 ± 0,05	0,11 ± 0	0,16 ± 0,01	0,005 ± 0	5,4 ± 0,02	23 ± 0,7
30	2,0 ± 0,2	0,22 ± 0,07	0,33 ± 0,03	0,07 ± 0,03	6,0 ± 0,02	3,0 ± 0,2
60	1,3 ± 0,4	0,04 ± 0	0,20 ± 0,05	0,007 ± 0	6,4 ± 0,4	6,0 ± 0,2
90	0,83 ± 0,2	0,05 ± 0	0,12 ± 0,03	0,009 ± 0	6,9 ± 0,02	5,8 ± 0,2
120	0,72 ± 0,09	0,09 ± 0,03	0,11 ± 0,02	0,016 ± 0,008	6,5 ± 0,2	6,2 ± 1,6
150	0,22 ± 0	0,04 ± 0	0,03 ± 0	0,012 ± 0	6,8 ± 0	3,3 ± 0

Resumindo, a análise do extracto acuoso permitiu seguir adecuadamente a estabilización dos residuos vitivinícolas durante a compostaxe, sendo especialmente útiles as medidas de carbono soluble, pero tamén as formas de nitróxeno, que permitiron avaliar os cambios ocorridos nas condicións de compostaxe.

### ***Evolución da humificación***

A evolución da materia orgánica durante a compostaxe estúdiase a miúdo mediante a extracción dos compostos solubles en álcali, baseándose no incremento dos compostos humificados que ten lugar durante o proceso de compostaxe de moitos residuos (García-Gómez et al., 2005; Iglesias Jiménez et al., 2008). Sen embargo, neste experimento non se observou esa tendencia (Táboa 35). Ambas mostran presentaron inicialmente concentracións moi altas de substancias húmicas (CHT, 65 g kg<sup>-1</sup> para o bagazo esgotado e 66 g kg<sup>-1</sup> para a mestura de bagazo hidrolizado e lías), con unha cantidade aproximadamente equivalente de ácidos húmicos (CH) e fúlvicos (CF). Ao longo do proceso, todas as fraccións experimentaron variacións sen seguir unha tendencia clara. Sen embargo, o resultado final foi unha redución de todas elas, aínda que menos marcada na fracción húmica, o que provocou que nos compost finais esta predominase sobre os ácidos fúlvicos. Sen embargo, as grandes variacións observadas ao longo do proceso lévannos a pensar que os resultados desta análise son pouco consistentes.

Aínda que numerosos autores observaron incrementos das substancias húmicas durante a compostaxe, non son poucos os que refiren cambios inapreciables ou incluso descensos do grao de humificación, especialmente cando se compostan materiais lignocelulósicos. Por exemplo, Inbar et al. (1992) observaron descensos das substancias húmicas durante a compostaxe de bagazo. Marhuenda-Egea et al. (2007), que tamén observaron descensos significativos da humificación durante a compostaxe de residuos vitivinícolas, atribúen este

feito á coextracción de substancias fenólicas presentes inicialmente nos residuos. Na mesma liña, Benito et al. (2003) observaron que os parámetros de humificación non seguían tendencia algunha durante a compostaxe de restos de poda, mentres que o carbono soluble en auga descendeu de modo significativo ao longo do proceso. Romero et al. (2007), pola contra, si que observaron incrementos significativos das substancias húmicas e os ácidos húmicos durante a vermicompostaxe de bagazo esgotado e mesturas de bagazo esgotado e liás en proporción 1:1.

Táboa 35. Evolución das concentracións de carbono no extracto alcalino ( $\text{g kg}^{-1}$ ) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, liás e  $\text{CaCO}_3$  (BHL). CHT: substancias húmicas totais; CF: carbono fúlvico; CH: carbono húmico.

Día	B			BHL		
	CHT	CF	CH	CHT	CF	CH
0	65 ± 3	29 ± 0,2	36 ± 3	66 ± 0,2	33 ± 6	32 ± 0,2
30	44 ± 3	12 ± 2	32 ± 3	27 ± 0,3	6,8 ± 0,7	20 ± 0,3
60	44 ± 1	14 ± 1	30 ± 1	27 ± 0,9	7,8 ± 1	20 ± 0,9
90	76 ± 2	27 ± 4	49 ± 2	86 ± 3	24 ± 1	62 ± 3
120	60 ± 3	20 ± 6	40 ± 3	63 ± 0,1	28 ± 9	35 ± 0,1
150	48 ± 0,1	15 ± 2	34 ± 0,1	34 ± 0,1	11 ± 0,6	23 ± 0,1

Táboa 36. Parámetros de humificación durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, liás e  $\text{CaCO}_3$  (BHL). CH/CF: relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos; IH: índice de humificación; RH: relación de humificación.

Día	CH/CF		IH		RH	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	1,2	1,0	6,6	6,2	11,9	12,6
30	2,6	3,0	5,8	4,0	8,1	5,3
60	2,2	2,5	5,5	3,7	8,0	5,2
90	1,8	2,6	9,1	12,1	14,1	16,7
120	2,0	1,3	7,4	7,0	11,1	12,4
150	2,3	2,1	6,2	4,7	9,0	7,0

Por outra parte, os índices usados normalmente para avaliar o grao de humificación tampouco amosaron unha tendencia clara neste experimento (Táboa 36). Numerosos autores sinalan que a relación CH/CF, o índice de humificación (HI) e a relación de humificación (RH) se incrementan durante a compostaxe (Iglesias Jiménez e Pérez García, 1992; Chen et al., 1996; Bernal et al., 1998), sendo a relación CH/CF a máis representativa do grao de humificación,

segundo Iglesias Jiménez e Pérez García (1992). En teoría, todos estes parámetros deberían incrementarse progresivamente durante o proceso, pero isto só se observou para a relación CH/CF. Este incremento, sen embargo, non se debeu á síntese de compostos húmicos como sería de agardar, pois a concentración desta fracción reduciuse significativamente, senón ao descenso máis acusado en comparación da fraccións fúlvica. Os problemas atopados no estudio deste tipo de extractos parecen indicar que a aplicación ao estudio da madurez do compost destas fraccións, definidas operativamente para solos, debe ser aínda motivo de discusión.

Na Táboa 37 amósase a evolución das propiedades espectroscópicas do extracto alcalino, que tiveron un comportamento diferente nas dúas mostras. Durante a compostaxe de bagazo, reduciuse a absorción a 465 e 665 nm, especialmente despois do primeiro mes, dando lugar tamén a un descenso global da relación  $E_4/E_6$ , mentres que na mestura de bagazo hidrolizado e lías os valores para os tres parámetros aumentaron e descenderon sen seguir tendencia algunha, aínda que o efecto global foi un descenso de todas elas.

Táboa 37. Evolución das propiedades espectroscópicas do extracto alcalino durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).  $E_4$ : absorción a 465 nm;  $E_6$ : absorción a 665 nm.

día	$E_4$		$E_6$		$E_4/E_6$	
	B	BHL	B	BHL	B	BHL
0	7,5 ± 0,3	4,8 ± 0,1	0,68 ± 0,003	0,53 ± 0,04	11,0 ± 0,4	9,0 ± 0,4
30	1,8 ± 0,2	7,8 ± 0,6	0,26 ± 0,07	0,99 ± 0,08	7,3 ± 1,1	7,9 ± 1,3
60	2,3 ± 0,4	6,4 ± 0,1	0,44 ± 0,20	1,00 ± 0,20	6,0 ± 1,3	6,5 ± 1,2
90	2,4 ± 0,3	15 ± 2	0,33 ± 0,07	1,33 ± 0,05	7,2 ± 0,7	11,4 ± 1,9
120	2,3 ± 0,04	9,4 ± 1,3	0,29 ± 0,01	0,89 ± 0,08	7,9 ± 0,2	10,6 ± 0,5
150	2,2 ± 0,1	3,3 ± 0,1	0,28 ± 0,01	0,40 ± 0,01	7,9 ± 0,2	8,3 ± 0,02

Posto que a evolución destes parámetros resultou polo xeral pouco consistente, e así non resulta sorprendente que a análise por FT-IR dos ácidos húmicos separados non ofrecera indicios do progreso da humificación. Os espectros de infravermello dos ácidos húmicos obtidos da mostra BHL, inicialmente e aos 90 e 120 días de compostaxe (Figura 58), non aportaron ningunha información relevante sobre a evolución do proceso de compostaxe, pois foron practicamente idénticos. Todos os espectros presentaron unha banda ancha en torno a  $3400\text{ cm}^{-1}$ , debida á vibración dos grupos hidroxilo; un ou dous picos en torno a  $2900\text{ cm}^{-1}$ , atribuíbles aos grupos metileno de lípidos (Réveillé et al., 2003); unha conxunto de picos en torno a  $1650\text{ cm}^{-1}$ , debidos á vibración de C=C e C=O conxugados; picos sobre  $1220\text{ cm}^{-1}$  correspondentes a grupos carboxílicos, e varios picos en torno a  $1000\text{-}1100\text{ cm}^{-1}$ , atribuíbles a carbohidratos. A

única variación nos espectros durante a compostaxe consistiu nunha redución da intensidade das bandas a  $1650\text{ cm}^{-1}$  e a  $1100\text{ cm}^{-1}$ .

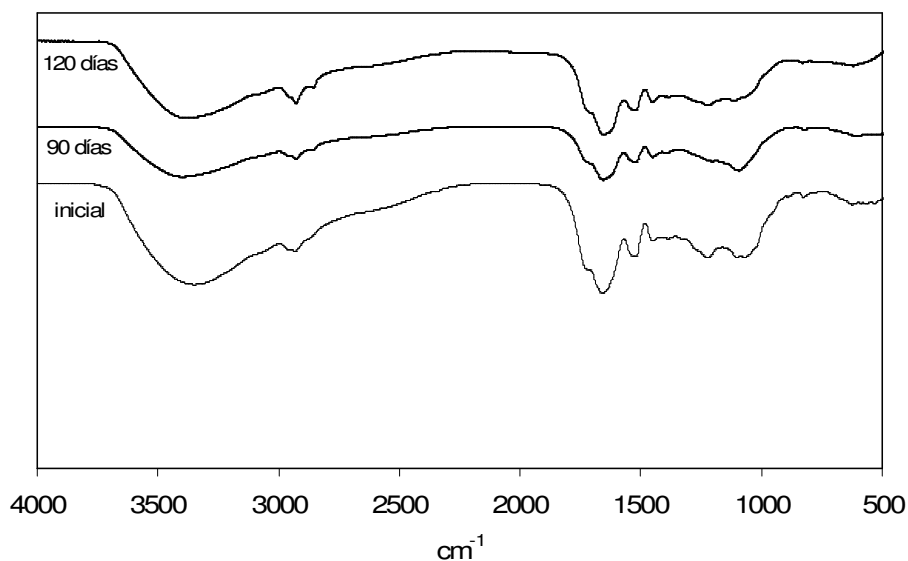


Figura 58. Espectros de infravermello dos ácidos húmicos da mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL) en tres momentos da compostaxe.

En resumo, da análise dos extractos alcalinos durante a compostaxe non se extrae ningunha conclusión clara, excepto que non existe a tendencia ao incremento das substancias húmicas a medida que avanza o proceso, antes ao contrario. Para a compostaxe dos residuos estudados aquí está claro que os parámetros de humificación no extracto alcalino non parecen describir adecuadamente o proceso, especialmente se os comparamos cos parámetros derivados da análise dos extractos acuosos e da composición dos materiais estruturais.

Chegados a este punto, hai que lembrar que a teoría da humificación da materia orgánica especifica que a degradación da lignina é o paso principal deste proceso: a través de desmetilacións e oxidacións das cadeas laterais da lignina prodúcese moléculas sinxelas que posteriormente condensarán para dar lugar a ácidos fúlvicos, húmicos e humina, por orde decrecente de solubilidade. As novas moléculas son semellantes á lignina, pero con un enriquecemento en osíxeno que lles confire maior solubilidade en álcalis (Stevenson, 1982). Este tamén é o proceso fundamental de humificación durante a compostaxe, segundo Adani et al. (1999). En teoría, os pasos intermedios non dan lugar a substancias solubles en auga, pero existe outro mecanismo que explicaría a formación de compostos intermedios solubles en auga: o da condensación de polifenóis. A descomposición dos polisacáridos nos seus monómeros constituíntes produce moléculas solubles en auga que posteriormente polimerizan para dar lugar ás substancias húmicas (Stevenson, 1982).



Ambos procesos de humificación (degradación da lignina e condensación de polifenóis) parecen ter lugar durante a compostaxe: seguramente a lignina sufrirá un proceso análogo ao que sofre durante a descomposición de restos vexetais en solos, ben é certo que a unha velocidade moi baixa, polo que é posible que as variacións nas concentracións de substancias solubles en álcali debidas a este proceso non sexan doadas de seguir, en especial se temos en conta que os métodos de extracción son pouco específicos e recuperan numerosas substancias non húmicas, como lípidos, proteínas e polisacáridos (Iglesias et al., 2008). Por outra parte, os polisacáridos máis biodegradables que a lignina (celulosas e hemicelulosas) seguramente serán descompostos pola biomasa microbiana nos seus monómeros solubles en auga. Posto que a descomposición destes polisacáridos si que pode ter lugar en boa medida no tempo que dura comunmente o tratamento, parece lóxico pensar, a priori, que a extracción en auga dará unha medida adecuada da estabilización da materia orgánica. De todo isto parece deducirse que a fracción soluble en álcali non debería ser especialmente útil para seguir a estabilización do compost, ou en todo caso non máis útil que a fracción soluble en auga, posto que se trata dunha extracción moito máis forte, que ademais das substancias húmicas extraerá as fraccións solubles en auga, xunto con substancias non humificadas que poden variar a súa concentración en función de procesos que nada teñen que ver cos que se pretenden estudar. Ademais, a actividade biolóxica está moi ligada á existencia de formas solubles de carbono, posto que todas as reaccións bioquímicas que teñen lugar no compost ocorren na fase acuosa.

### ***Evolución da actividade biolóxica***

É habitual avaliar o grao de estabilización da materia orgánica mediante parámetros relacionados coa actividade biolóxica, posto que os microorganismos están directamente implicados na descomposición dos residuos orgánicos e na síntese de substancias húmicas, e as medidas da biomasa microbiana e da súa actividade pódense relacionar facilmente co contido en substancias facilmente degradables (Mondini et al., 2006). Tras a análise da actividade biolóxica nas mostras de compost confirmouse que a falta de elevación da temperatura non foi consecuencia da escaseza de poboacións microbianas e polo tanto de unha actividade biolóxica baixa. Pola contra, a evolución da actividade dehidroxenasa foi a habitual durante a compostaxe, e seguiu un camiño semellante nas dúas mostras, incrementándose desde o inicio ata un máximo, que chegou en torno aos tres meses, descendendo a continuación (Táboa 38). A mestura de bagazo hidrolizado e lías presentou inicialmente menor actividade que o bagazo esgotado, o que podería estar relacionado co seu pH excesivamente ácido. O feito de que a actividade dehidroxenasa non pareza gardar relación coa concentración de carbono soluble podería deberse a que a cantidade deste elemento é moi alta, debido á elevada porcentaxe de materia orgánica, e non debería ser limitante para o desenvolvemento dos microorganismos. Por

outra banda, hai que comentar tamén o feito de que a desviación estándar da actividade dehidroxenasa (mostras tomadas en puntos diferentes) foise reducindo ao longo do proceso, indicando unha progresiva homoxeneización do material.

Táboa 38. Evolución da actividade dehidroxenasa ( $\text{mg TPF g}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).

día	B	BHL
0	$6,1 \pm 1,0$	$0,6 \pm 0,04$
30	$4,7 \pm 1,1$	$1,5 \pm 1,0$
60	$8,0 \pm 0,3$	$4,2 \pm 0,7$
90	$9,4 \pm 0,8$	$9,7 \pm 2,3$
120	$2,4 \pm 0,04$	$6,7 \pm 0,3$
150	$1,5 \pm 0,07$	$4,6 \pm 0,1$

Por outra banda, a biomasa fúnxica mantívose bastante constante ao longo do experimento despois do momento inicial (Táboa 39), o cal contrasta co observado por outros autores, que amosan unha evolución para as poboacións de fungos durante a compostaxe semellante á da actividade dehidroxenasa (Goyal et al., 2005). A biomasa fúnxica foi maior para o bagazo que para a mestura de bagazo hidrolizado e lías, o que podería relacionarse tamén coas condicións de pH excesivamente ácido ás que foi sometido o bagazo hidrolizado.

Táboa 39. Biomasa fúnxica ( $\text{mg g}^{-1}$ ) durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).

día	B	BHL
0	$43 \pm 8$	$24 \pm 0,1$
30	†	$30 \pm 4$
60	$72 \pm 4$	†
90	$68 \pm 2$	$35 \pm 8$
120	$69 \pm 1$	$36 \pm 2$
150	$72 \pm 4$	$37 \pm 7$

† non determinado.

Os fungos son os principais organismos descompoñedores da lignina, e aínda que algúns actinomicetos e bacterias son capaces de degradar a lignina, non son capaces de mineralizala completamente na medida en que o fan os fungos. A maioría dos fungos prefiren un pH ácido, aínda que poden tolerar valores neutros e superiores, e son mesófilos, tolerando temperaturas

entre 5 e 37°C, e con un máximo crecemento entre 25-30°C (Dix e Webster, 1995). Por iso, a máxima actividade dos fungos durante a compostaxe prodúcese normalmente unha vez rematada a etapa termófila (Tuomela et al., 2000). As condicións observadas nos experimentos parecen adecuadas polo tanto para a degradación da lignina por parte de fungos mesófilos, pois xa vimos que a temperatura non subiu en ningún momento o suficiente para acadarse condicións termófilas.

Para explicar o feito de que a evolución da actividade dehidroxenasa e a biomasa fúnxica non coincidan hai que ter en conta varios factores. Primeiro, habería que comprobar se esta medida enzimática determina a actividade dos fungos, o cal non está demostrado (Praveen-Kumar e Tarafdar, 2003); en todo caso esta debe ser moi baixa en relación coa de outros grupos de microorganismos, como bacterias e actinomicetos, posto que a forma das curvas para os dous parámetros non se parece en absoluto. Segundo, hai que ter en conta os posibles sinerxismos e antagonismos entre fungos e bacterias. Nun estudio en solos inoculados con glicosa ou celulosa, Meidute et al. (2008) observaron que o crecemento bacteriano inducido pola acción de glicosa inhibe o crecemento dos fungos, mentres que, pola contra, o crecemento dos fungos tras a adición de celulosa ten un efecto beneficioso sobre as bacterias. Así, cando a fonte de carbono é glicosa, as bacterias medran máis que os fungos por ser máis competitivas no seu uso, e inhiiben o crecemento dos fungos. En cambio, cando a fonte de carbono é celulosa, as bacterias só se desenvolven despois de que o crecemento dos fungos produza a degradación da celulosa a glicosa, o que podería explicar o diferente comportamento observado para a actividade dehidroxenasa e a biomasa fúnxica. Ademais, na mestura de bagazo hidrolizado e lías, na que debido á adición de lías existe maior cantidade de carbono facilmente degradable e, polo tanto, podería darse un predominio ou vantaxe das bacterias sobre os fungos, a actividade dehidroxenasa mantívose a partir dos 90 días en valores máis altos que no bagazo, no que a cantidade de lignina foi maior e predominarían os fungos. En todo caso, para poder establecer hipóteses máis fundadas sería necesario profundizar no estudio das relacións entre microorganismos durante a compostaxe e nas súas diferentes actividades metabólicas.

### ***Evolución da fitotoxicidade***

O bagazo foi moderadamente fitotóxico ao inicio do experimento, pero esta fitotoxicidade desapareceu no primeiro mes, reaparecendo puntualmente no terceiro mes (Táboa 40). No caso da mestura de bagazo hidrolizado e lías, que foi moi fitotóxica ao inicio, debido probablemente ao seu pH extremadamente ácido, a fitotoxicidade tamén desapareceu durante o primeiro mes, dando lugar a valores de GI superiores ao 100% nos meses seguintes. Sen embargo, entre o cuarto e o quinto mes produciuse un brusco incremento da fitotoxicidade, un efecto asociado ao episodio de anaerobiose, relacionado con unha posible produción puntual de substancias

fitotóxicas. No derradeiro mes o índice de xerminación recuperouse, pasando a mestura de moi fitotóxica a moderadamente fitotóxica. Posto que a concentración de amonio no derradeiro mes incrementouse (Táboa 33), a forte fitotoxicidade observada no cuarto mes tivo que deberse a outras substancias producidas pola descomposición en condicións redutoras. En todo caso, e deixando a un lado o referido á anaerobiose puntual, pódese dicir que a fitotoxicidade inicial dos residuos vitivinícolas desaparece nas etapas iniciais do proceso de compostaxe, o que xa se observara no experimento anterior (apartado 4.2).

Táboa 40. Evolución da fitotoxicidade durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL). PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

día	B			BHL		
	PX	L	GI	PX	L	GI
0	94 ± 20	79 ± 14	76 ± 30	0	0	0
30	91 ± 6	101 ± 15	92 ± 17	97 ± 18	145 ± 18	139 ± 22
60	94 ± 10	121 ± 16	113 ± 11	91 ± 15	161 ± 26	146 ± 31
90	69 ± 11	81 ± 18	56 ± 21	86 ± 27	156 ± 8	134 ± 43
120	74 ± 7	125 ± 28	94 ± 27	11 ± 23	14 ± 29	7 ± 13
150	95 ± 13	111 ± 16	107 ± 28	88 ± 17	68 ± 15	60 ± 19

Por outra banda, na Táboa 41 amósase a evolución da fitotoxicidade nos lixiviados recollidos durante o proceso de compostaxe. Observouse que a fitotoxicidade dos lixiviados do primeiro mes foi moi alta, especialmente na mestura de bagazo hidrolizado e lías, o que indica o lavado de substancias fitotóxicas durante os primeiros momentos do experimento. A continuación a fitotoxicidade dos lixiviados reduciuse, seguindo a mesma tendencia que o material en compostaxe. A reaparición da fitotoxicidade no terceiro lixiviado da mestura BHL correspóndese coa etapa de anaerobiose desta mestura.

Táboa 41. Evolución da fitotoxicidade para berro dos lixiviados recollidos durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL). PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

día	B			BHL		
	PX	L	GI	PX	L	GI
30	77 ± 11	57 ± 14	44 ± 12	0	0	0
45	106 ± 22	69 ± 25	74 ± 33	116 ± 11	118 ± 5	137 ± 12
120	†	†	†	68 ± 19	94 ± 7	63 ± 14

† Non se recolleron lixiviados.

### *Evolución das propiedades físicas*

Algúns dos cambios físicos que teñen lugar durante o proceso de compostaxe, como a redución de volume ou o escurecemento, poden ser empregados tamén como indicadores de madurez. É sabido que durante a compostaxe se produce un escurecemento progresivo dos residuos, e algúns autores indicaron incluso a posibilidade de relacionar este feito coa avaliación da madurez do compost (Iglesias Jiménez et al., 2008). Durante o noso experimento de compostaxe, a cor do bagazo e da mestura de bagazo hidrolizado e lías escureceuse visiblemente durante os primeiros dous meses, como demostran os valores de cor Munsell (Táboa 42), sendo especialmente visible no caso da mestura coas lías, que inicialmente tiñan unha cor vermella intensa. A partir do segundo mes non se produciron máis cambios na cor das mostras.

*Táboa 42. Evolución da cor no sistema Munsell durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).*

día	B		BHL	
	Denominación Munsell	Nome da cor	Denominación Munsell	Nome da cor
0	10YR 3/3	pardo escuro	10R 3/2	vermello escuro
30	10YR 2/2	pardo moi escuro	10YR 2/2	pardo moi escuro
60	10YR 2/1	negro	10YR 2/1	negro
90	10YR 2/1	negro	10YR 2/1	negro
120	10YR 2/1	negro	10YR 2/1	negro
150	10YR 2/1	negro	10YR 2/1	negro

O seguimento dos parámetros de cor dos sistemas CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h e CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> (Táboa 43) permitiu unha mellor observación da evolución do escurecemento das mostras que a comparación coas táboas Munsell. En ambos casos produciuse unha redución dos valores dos parámetros L<sup>\*</sup>, a<sup>\*</sup>, b<sup>\*</sup> e C durante a compostaxe, indicando un descenso da luminosidade e da intensidade das cores. Polo xeral, esta evolución detívose ou reduciuse notablemente a partires do terceiro mes. O parámetro h non variou para a mostra B, pero si na mestura BHL, sufrindo un brusco incremento no primeiro mes con respecto ao inicio, que se corresponde coa perda da tonalidade vermella debida ás lías, e manténdose despois constante.

Táboa 43. Evolución dos parámetros de cor nos sistemas CIEL\**C*\**h* e CIEL\**a*\**b*\* durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL).

día	B					BHL				
	L*	a*	b*	C*	h	L*	a*	b*	C*	h
0	25,5	7,8	12,9	15,0	59,0	24,8	12,7	7,6	14,9	31,0
30	26,5	7,2	14,2	15,9	62,9	22,9	6,7	9,0	11,2	53,5
60	20,0	4,8	8,2	9,5	59,4	20,6	5,7	7,3	9,3	51,8
90	19,7	5,1	9,1	10,4	60,4	20,1	6,4	8,0	10,2	51,5
120	20,8	4,9	9,3	10,5	61,9	19,6	5,9	7,0	9,2	50,1
150	19,4	4,9	8,1	9,4	59,0	19,1	5,7	7,5	9,4	52,6

Por outra parte, a hidrofobia é unha propiedade susceptible de variar durante a compostaxe de residuos lignocelulósicos, posto que os estudos realizados parecen asociar a repelencia á auga en compost con elevados contidos en materia orgánica ou baixos graos de humificación (Valat et al., 1991; Paradelo et al., 2009b). Na Táboa 44 amósase a evolución da hidrofobia dos materiais durante a compostaxe, determinada polo método MED (*Molarity of Ethanol Droplet*). O bagazo foi un material altamente hidrófobo en todo momento, pero a partires do terceiro mes de compostaxe a repelencia a auga redúcese, e especialmente no derradeiro mes. A mestura de bagazo hidrolizado e lías foi moito menos hidrófoba, observándose un incremento no primeiro momento con respecto ao material inicial, e unha redución nos dous últimos meses. A hidrofobia final para o compost B foi severa, e para o compost BHL moderada.

Táboa 44. Evolución da hidrofobia durante a compostaxe de bagazo (B) e unha mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub> (BHL). MED: molaridade da disolución de etanol;  $\theta$ : ángulo de contacto.

día	B			BHL		
	MED (mol l <sup>-1</sup> )	$\theta$ (°)	Hidrofobia	MED (mol l <sup>-1</sup> )	$\theta$ (°)	Hidrofobia
0	> 6	> 109	Moi severa	< 0	< 90	Baixa
30	> 6	> 109	Moi severa	2,2	101,6	Moderada
60	> 6	> 109	Moi severa	2,8	103,1	Severa
90	5,6	108,2	Moi severa	2,8	103,1	Severa
120	5,6	108,2	Moi severa	1,3	98,7	Moderada
150	3,0	103,6	Severa	1,2	98,3	Moderada

Por outra parte, observouse unha clara correlación positiva entre a materia orgánica total e a hidrofobia (Figura 59). A hidrofobia neste tipo de materiais está relacionada co contido en materia orgánica, pero tamén coa natureza da materia orgánica: varios autores sinalaron

anteriormente que son os residuos vexetais frescos (Bisdorn et al., 1993) e substancias de escasa humificación (Giovanni e Lucchesi, 1984) as causantes da hidrofobia en solos. Sen embargo, no noso experimento non se atoparon correlacións significativas da hidrofobia co grao de humificación, aínda que o descenso final da hidrofobia en ambas mostras podería estar relacionado co comezo da degradación da lignina. Así, a redución da hidrofobia durante a compostaxe destes residuos pode deberse, por unha parte, ao descenso da materia orgánica total, e por outra á degradación da lignina. Ademais, non se pode descartar a produción de substancias de efecto biosurfactante por parte das poboacións microbianas existentes nestes materiais tan hidrófobos.

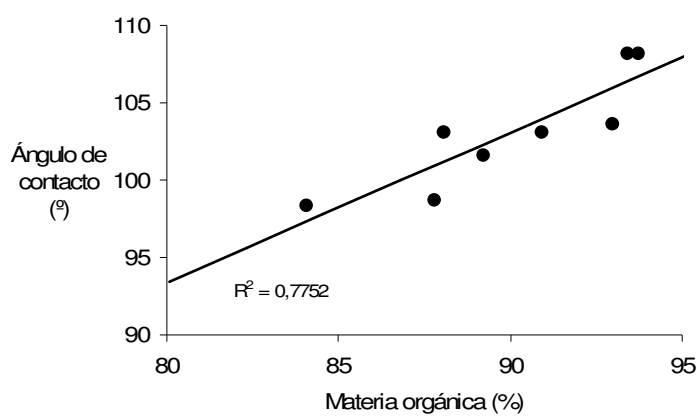


Figura 59. Relación entre materia orgánica e ángulo de contacto durante a compostaxe de bagazo e bagazo hidrolizado con lías.

#### 4.3.2. Propiedades finais dos compost

Ademais do seguimento das propiedades anteriores, á finalización do experimento completouse a caracterización dos compost avaliados estudando a distribución de tamaño de partícula e a composición das partículas de cada fracción de tamaño, e determinando as concentracións de nutrientes e metais pesados.

##### *Tamaño de partícula*

A granulometría dun compost é unha propiedade importante que determina outras propiedades físicas como a porosidade e a capacidade de retención de auga. Na Táboa 45 e na Figura 60 amósase a distribución de tamaño de partícula dos compost B e BHL. A granulometría do compost BHL (bagazo hidrolizado e lías) foi máis fina que a do compost B (bagazo esgotado), debido ao efecto das lías, que están compostas por material moi fino, pero en ambos casos

observouse que a granulometría está dominada pola presenza das sementes da uva, practicamente todas elas na fracción entre 2 e 4 mm.

Táboa 45. Porcentaxes en peso de cada fracción granulométrica dos compost de bagazo esgotado (B) e bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).

	Diámetro (mm)						
	>5	4-5	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
B	0,0	0,2	58,6	5,2	3,9	9,8	22,3
BHL	0,3	0,7	39,1	8,6	8,3	17,4	25,7
	>5	>4	>2	>1	>0,5	>0,25	total
B	0,0	0,2	58,8	63,9	67,8	77,7	100
BHL	0,3	1,0	40,1	48,6	56,9	74,3	100

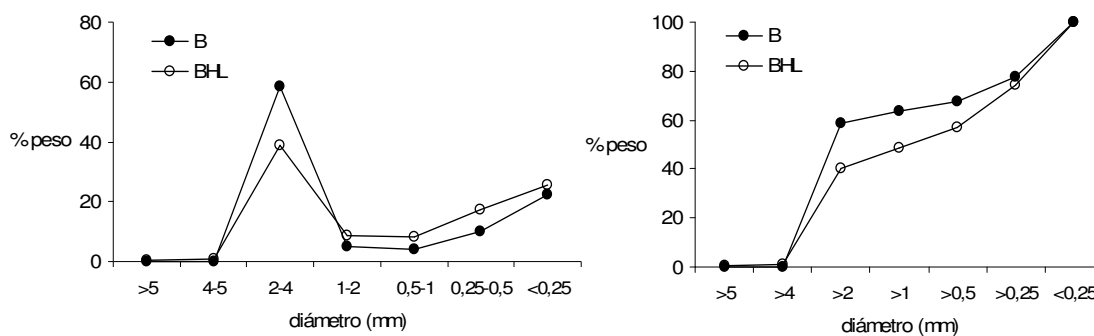


Figura 60. Distribución de tamaño de partícula (parcial e acumulada) dos compost de bagazo esgotado (B) e bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$  (BHL).



Figura 61. Fracción de partículas de 2-4 mm do compost BHL.

Posto que a fracción entre 2 e 4 mm está composta exclusivamente polas sementes da uva (Figura 61), que ademais non aparecen nas outras fraccións en cantidades significativas, a



distribución de tamaños de partícula recalculouse sen esta fracción, cos resultados que se amosan na Táboa 46 e na Figura 62. Cando non se tivo en conta esta fracción, a maior parte do material dos compost está nas fraccións finas, indicando un grao alto de descomposición.

Táboa 46. Porcentaxes en peso de cada fracción granulométrica dos compost de bagazo esgotado (B) e bagazo hidrolizado, lias e CaCO<sub>3</sub> (BHL) descartando o peso das sementes.

	Diámetro (mm)					
	>5	4-5	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
B	0	0,4	12,5	9,4	23,8	53,9
BHL	0,5	1,1	14,1	13,6	28,5	42,2
Acumulado	>5	>4	>1	>0,5	>0,25	total
B	0,0	0,4	12,8	22,3	46,1	100
BHL	0,5	1,7	15,7	29,3	57,8	100

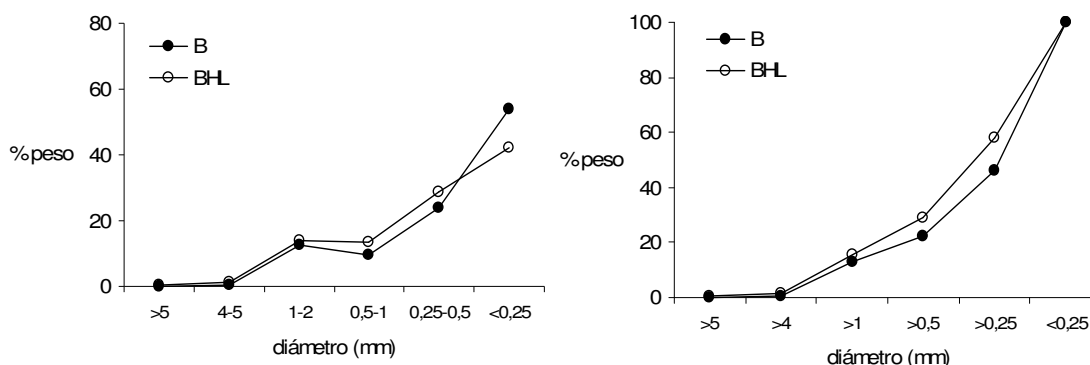


Figura 62. Distribución de tamaño de partícula (parcial e acumulada) dos compost de bagazo esgotado (B) e bagazo hidrolizado, lias e CaCO<sub>3</sub> (BHL) descartando o peso das sementes.

Por outra banda, para moitos usos do compost é desexable que a porcentaxe de material entre 0,25 e 2,5 mm de diámetro sexa o máximo posible (Benito e Masaguer, 2008). Como aproximación a este indicador, na Táboa 47 recóllense as porcentaxes de partículas dos compost de diámetro entre 0,25 e 2 mm, observándose que a presenza das sementes, de moi difícil descomposición, é prexudicial para as propiedades físicas do compost.

Táboa 47. Porcentaxe de material entre 0,25 e 2 mm nos compost de bagazo esgotado (B) e bagazo hidrolizado, lias e CaCO<sub>3</sub> (BHL).

	con sementes	sen sementes
B	19	46
BHL	34	56

### **Composición elemental por fraccións**

Na Táboa 48 amósanse os resultados da análise elemental (C, N, S) das distintas fraccións granulométricas dos compost (as fraccións maiores de 4 mm non se analizaron por non dispoñer de mostra suficiente). As cantidades de C e N non variaron moito co tamaño de partícula, a excepción da fracción maior de 2 mm, na que aparecen as sementes, e que presentou os valores máis elevados de C e máis baixos de N, dando lugar ás relacións C/N máis elevadas. As concentracións de S foron moito maiores no compost BHL, debido seguramente á presenza de restos do sulfitado nas lías.

*Táboa 48. Composición elemental das diferentes fraccións granulométricas dos compost. B: bagazo; BHL: mestura de bagazo hidrolizado, lías e CaCO<sub>3</sub>.*

	Diámetro (mm)	C (%)	N (%)	C/N	S (%)
B	<0,25	45,3	4,4	10,4	0,34
	0,25-0,5	45,7	4,4	10,5	0,33
	0,5-1	46,8	4,1	11,5	0,32
	1-2	46,8	3,1	15,1	0,25
	>2	50,3	0,6	81,1	0,07
BHL	<0,25	42,1	3,9	10,9	1,50
	0,25-0,5	41,0	3,7	11,1	1,95
	0,5-1	38,7	3,4	11,6	2,52
	1-2	41,1	2,7	15,2	2,14
	>2	51,0	1,3	39,8	0,64

### **Nutrientes e metais pesados**

Canto ao contido en elementos nutritivos, o compost BHL foi considerablemente máis rico en calcio, magnesio e fósforo totais que o compost B, mentres que as concentracións de magnesio foron semellantes (Táboa 49). A cantidade moito maior de calcio é consecuencia da adición do carbonato para a corrección inicial do pH. En ambos compost, o elemento máis abundante foi o potasio, seguido de calcio, fósforo e magnesio, por esta orde. As concentracións de nutrientes solubles tamén foron diferentes entre ambos: no compost B o potasio seguiu sendo o máis abundante, seguido de fósforo, que pasou a ter maior concentración que o calcio, sendo o último o magnesio. No compost BHL a orde foi a mesma que para as concentracións totais. A excepción do fósforo, a solubilidade dos nutrientes, expresada como porcentaxe da

concentración final, foi maior no compost BHL que no compost B, outra consecuencia da adición das lías. O potasio presentou unha elevada solubilidade en ambos casos (22% para o compost B e 40% para o compost BHL). Hai que destacar tamén que o 67% do fósforo do compost B foi soluble en auga, un resultado pouco común en compost, posto que normalmente este elemento ten unha solubilidade máis baixa (Vogtmann et al., 1993).

Táboa 49. Nutrientes totais e solubles en auga e sodio soluble en auga ( $\text{mg kg}^{-1}$ ). B: compost de bagazo; BHL: compost de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$ .

	B			BHL		
	Total	Soluble	% Soluble	Total	Soluble	% Soluble
Ca	2600	160	6,2	16740	3722	22
Mg	1041	29	2,8	889	279	31
K	15133	3323	22	35120	14214	40
P	1911	1279	67	4142	573	14
Na	-	105	-	-	184	-

A lexislación estatal vixente regula actualmente os niveis máximos de sete elementos: Cu, Zn, Ni, Pb, Cr, Hg e Cd (Ministerio de Agricultura, 2005), clasificando os compost en tres grupos segundo o seu risco potencial (Táboa 50). O compost BHL foi o que presentou maiores cantidades de metais, como consecuencia da adición das lías. Pola comparación cos valores límite dados na lexislación española, vemos que en xeral os contidos en metais pesados dos dous compost foron considerablemente baixos, cumprindo sobradamente os requisitos para a súa comercialización.

Táboa 50. Contido en metais pesados totais ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos compost de residuos vitivinícolas utilizados nesta parte en comparación coa lexislación vixente. B: bagazo; BHL: mestura de bagazo hidrolizado, lías e  $\text{CaCO}_3$ . RDA: Real Decreto 824/2005, sobre produtos fertilizantes, compost clase A; RDB: RD 824/200, compost clase B; RDC: RD 824/2005, compost clase C. nd: non detectado.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Clase
B	199	69	74	16	nd	3,0	1,8	1,6	B
BHL	503	81	318	90	nd	12	5,4	5,5	C
<i>Lexislación</i>									
RDA	-	-	70	200	0,7	45	70	25	-
RDB	-	-	300	500	2	150	250	90	-
RDC	-	-	400	1000	3	200	300	100	-

Non obstante as baixas concentracións de metais, o compost de bagazo sería compost de clase B debido a que a concentración de cobre supera o límite máximo establecido para a clase A, mentres que o compost de bagazo hidrolizado e lías sería de clase C, por superar o límite para a clase B no mesmo elemento.

#### 4.3.3. Resumo

Os resultados máis relevantes deste experimento de compostaxe poden resumirse do seguinte modo:

- (1) O proceso de compostaxe de residuos vitivinícolas tivo lugar sen unha etapa termófila.
- (2) A utilización de lías de vinificación na compostaxe deu lugar a problemas de aireación.
- (3) A evolución destes residuos durante a compostaxe é escasa, con poucos cambios nas concentracións de materia orgánica e nitróxeno totais, e na relación C/N.
- (4) A evolución das propiedades físicas (cor e hidrofobia), a materia orgánica soluble en auga, e a composición de polisacáridos e lignina, coincidiron coa evolución agardada durante a compostaxe.
- (5) A análise da materia orgánica soluble en álcali non describiu adecuadamente o proceso de compostaxe.
- (6) A actividade biolóxica incrementouse progresivamente con un máximo no terceiro mes, e reduciuse a continuación. As poboacións de fungos non se modificaron durante o proceso.
- (7) Os compost finais foron en xeral adecuados para uso agrícola, con contidos elevados de materia orgánica e potasio, e baixas concentracións de metais pesados, pero o compost producido a partir de bagazo hidrolizado e lías presentou unha condutividade eléctrica excesiva.

#### 4.4. ELIMINACIÓN DE COMPOSTOS COLOREADOS DA FRACCIÓN LÍQUIDA DAS VINAZAS

Aínda que se aproveiten as lías de vinificación mediante un proceso de compostaxe, continúan quedando como residuo as vinazas, que son a fase líquida na que se atopan as lías. A cor é o primeiro contaminante que se reconece nas augas residuais do tratamento do viño tinto. Estas augas son difíciles de tratar, porque as moléculas causantes da cor son moléculas orgánicas recalcitrantes, resistentes á dixestión aerobia e estables á luz, o calor e axentes oxidantes (Sun e Yang, 2003). Existen numerosos métodos físicos, químicos e biolóxicos de eliminación da cor, sendo a adsorción unha das máis utilizadas e que mellores resultados dá, porque pode usarse para a eliminación de colorantes de diversos tipos (Ho e McKay, 2003; Jain et al., 2003). Existen numerosas referencias na bibliografía sobre o tratamento de vinazas mediante procesos biolóxicos e oxidativos, para a eliminación de compostos orgánicos e aromáticos (Andreottola et al., 2005; Beltrán de Heredia et al., 2005), pero poucas sobre a eliminación de substancias colorantes neste material.

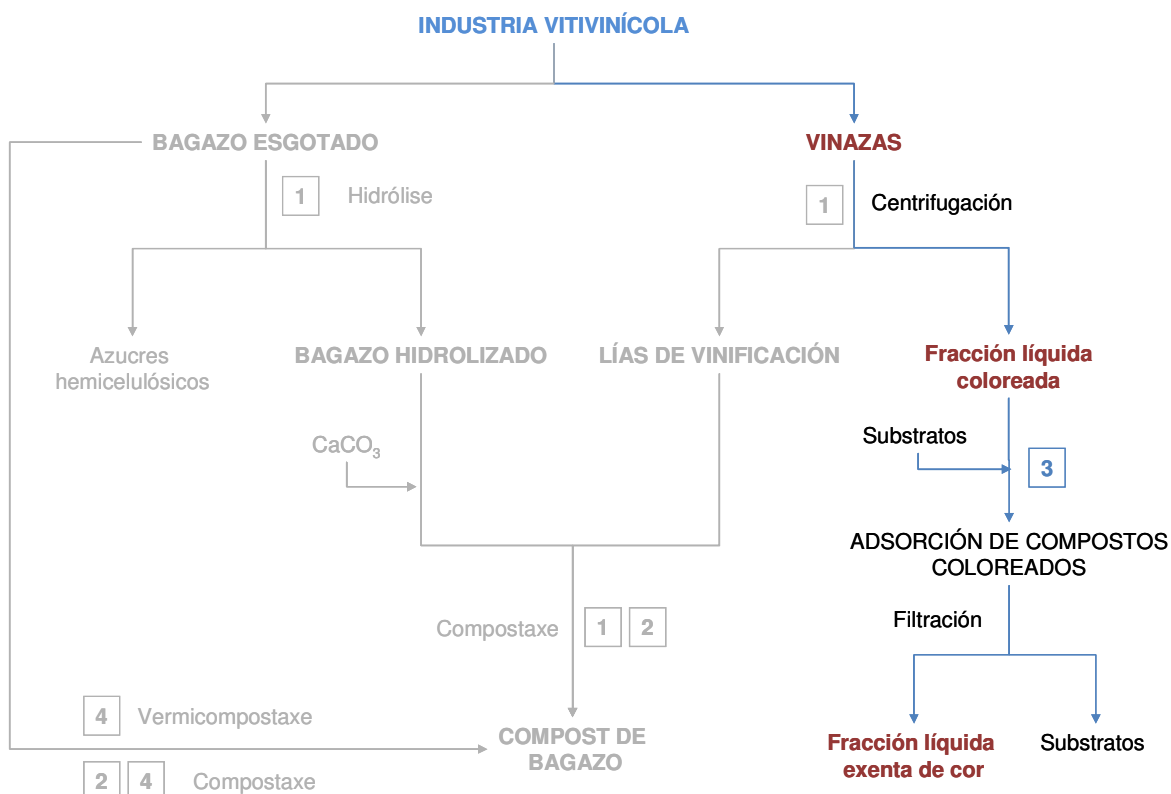


Figura 63. Situación do experimento de eliminación de compostos coloreados da fracción líquida das vinazas dentro do plan de traballo.

#### 4.4.1. Propiedades dos materiais utilizados como adsorbentes

A maioría dos sistemas comerciais para a eliminación de colorantes en augas residuais usan carbón activo como adsorbente debido ás súas excelentes propiedades de adsorción, sendo citado este procedemento pola Axencia Ambiental Americana como unha das mellores tecnoloxías dispoñibles (Derbyshire et al., 2001). Sen embargo, o seu uso non está máis estendido a escala industrial debido ao seu elevado custe (Crini, 2006). Por iso, e para reducir os custes dos tratamentos decolorantes é necesario atopar materiais adsorbentes alternativos. O posible uso de materiais lignocelulósicos para o tratamento de augas residuais de diferentes industrias está ben documentado e foi revisado por Crini (2006), e podería ser de aplicación tamén no caso das vinazas. Neste experimento avaliouuse o uso de materiais compostados para este fin, en comparación con turba, lodos vermellos e carbón activo, todos eles bos adsorbentes de substancias orgánicas.

Táboa 51. Propiedades iniciais dos materiais utilizados como adsorbentes.

	pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )	MO (%)	C total (%)	N total (%)	Ca total (mg kg <sup>-1</sup> )	K total (mg kg <sup>-1</sup> )	P total (mg kg <sup>-1</sup> )	CIC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )
MSWC1	8,2	2,4	39,7	23	1,5	8,0	0,41	1,03	52,5
MSWC2	8,4	2,3	48,7	28,3	1,7	7,2	0,21	0,54	62,8
CPC	6,2	0,4	98,5	57,2	0,3	0,25	0,09	0,01	6,1
RM	10,2	0,6	nd	nd	nd	4,5	0,04	0,22	10,8
Turba	3,9	0,02	98,8	57	0,7	0,16	0,02	0,02	8,8
VP1	7,8	0,4	90,9	52,7	3,0	0,45	2,6	0,24	26,5

Na Táboa 51 amósanse as propiedades xerais dos materiais utilizados como adsorbentes. Estes foron os seguintes: turba de *Sphagnum* proporcionada por Miksskaar AS (Estonia); codia de piñeiro compostada (CPC) producida mediante compostaxe en montóns por Costiña (Lugo); compost de FORSU recollida selectivamente elaborado no Complexo Medioambiental do Barbanza mediante compostaxe en túneles (MSWC1); compost de FORSU recollida selectivamente elaborado mediante fermentación anaerobia seguida de compostaxe aerobia na planta de Nostián (MSWC2); vermicompost de bagazo de uva (VP1) elaborado a escala industrial por Ecocelta (Ponteareas, Pontevedra); e lodos vermellos procedentes do tratamento da bauxita (RM), facilitados por Alcoa (San Cibrao, Lugo). Ademais destes substratos, utilizouse carbón activo (Panreac Química S.A., Barcelona) como control. A turba e os compost utilizados neste experimento para a retirada dos compostos colorantes pódense considerar bos adsorbentes potenciais debido á súa elevada capacidade de cambio e/ou elevado contido en

materia orgánica, que proporciona numerosos e variados grupos funcionais capaces de unirse a moléculas orgánicas por diferentes mecanismos (Allison, 1973). Por outra banda, os lodos vermellos conteñen importantes cantidades de óxidos de ferro e minerais tipo zeolita que lles proporcionan unha elevada capacidade de adsorción de compostos orgánicos (López et al., 1998; Arias et al., 1999b).

#### 4.4.2. Experimentos de adsorción con vinazas

##### *Propiedades químicas*

Na Táboa 52 amósanse as propiedades químicas das vinazas inicialmente e despois dos tratamentos cos distintos adsorbentes.

Táboa 52. Propiedades químicas das vinazas antes e despois do tratamento con diferentes materiais.

	pH	CE dS m <sup>-1</sup>	C g L <sup>-1</sup>	N mg L <sup>-1</sup>
Vinazas	4,0	2,4	10,3	378
Tratamento				
MSWC1	4,5	6,2	10,7	338
MSWC2	4,6	6,2	10,8	378
CPC	3,9	3,9	10,0	289
RM	4,6	5,6	11,7	341
Turba	3,8	3,4	11,0	319
Turba moída	3,8	4,5	11,3	329
Turba fervida (unha vez)	3,8	4,2	22,3	142
Turba fervida (dúas veces)	3,6	3,3	21,1	149
VP1 (unha vez)	4,1	4,5	10,4	291
VP1 (dúas veces)	4,2	6,2	9,6	261
VP1 moído	4,1	5,8	10,6	291
VP1 fervido (unha vez)	3,9	5,8	28,0	229
VP1 fervido (dúas veces)	4,4	6,2	26,4	136
Carbón activo	4,1	4,6	9,5	282

As vinazas presentan unha considerable acidez, elevada salinidade e alto contido en materia orgánica, como indican as elevadas concentracións de C e N. Todos os tratamentos, incluído o carbón activo, incrementaron a condutividade eléctrica das vinazas, e tiveron escaso efecto

sobre o pH, a pesar das importantes diferenzas existentes entre o pH das vinazas (moi ácidas) e o dos substratos (a maioría deles alcalinos). As concentracións de C das vinazas permaneceron sen cambios tras os tratamentos, excepto cando os substratos foron fervidos, observándose entón que as concentracións de C se duplicaron. A concentración de N da vinazas reduciuse despois dos tratamentos, excepto no tratamento con MSWC2, obténdose as maiores reducións (de máis do 50%) coa turba e o vermicompost fervidos.

Na Táboa 53 amósanse as concentracións de nutrientes nas vinazas antes e despois do tratamento cos diferentes materiais. Coincidindo co observado nos residuos da industria vitivinícola analizados anteriormente, o potasio foi o elemento máis abundante, seguido de P, Ca e Mg, con cantidades moi baixas de nitróxeno inorgánico. Despois do tratamento, as concentracións de Ca, Mg e K incrementáronse na maioría dos casos. Este enriquecemento en nutrientes débese á súa extracción durante o experimento, posto que algúns deles presentan concentracións considerables destes elementos, por exemplo o potasio no vermicompost, ou o calcio nos compost de RSU (Táboa 52).

Táboa 53. Concentración de nutrientes das vinazas antes e despois do tratamento con diferentes materiais.

	Ca	Mg	K	P	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Vinazas	95	48	1144	278	0	36
Tratamento						
MSWC1	211	70	1746	252	22	34
MSWC2	209	72	1824	243	41	32
CPC	121	54	1097	258	0	32
RM	352	46	1590	54	4,9	31
Turba	91	41	1011	272	9,1	40
Turba moida	94	40	999	269	0	49
Turba fervida (unha vez)	53	48	1410	205	0	13
Turba fervida (dúas veces)	51	31	1023	184	0	18
VP1 (unha vez)	168	63	1260	321	13	29
VP1 (dúas veces)	228	77	1418	348	13	25
VP1 moido	184	67	1261	311	8,4	29
VP1 fervido (unha vez)	173	116	2371	245	0,1	10
VP1 fervido (dúas veces)	144	118	2570	236	0,4	12
Carbón activo	330	68	1302	263	0,7	34



Debe resaltarse o efecto do lodo vermello na concentración de fósforo das vinazas, que foi reducida drasticamente como consecuencia de procesos de adsorción, mentres que o resto de materiais non tiveron ningún efecto sobre este elemento. Este resultado confirma as excelentes propiedades do lodo vermello como adsorbente de fósforo (Cheung et al., 1994; López et al., 1998). As concentracións de nitróxeno inorgánico practicamente non sufriron ningún cambio, aínda que o nitrato incrementouse nos tratamentos cos compost de RSU. En comparación con estes materiais, o carbón activo case non produciu cambios na composición química das vinazas, máis alá do incremento da condutividade e a redución do N que se comentaron antes.

O feito de moer os substratos para coñecer o efecto do incremento da superficie específica dos materiais nas súas propiedades de adsorción produciu importantes incrementos da condutividade eléctrica, pero non afectou a ningunha das outras propiedades químicas das vinazas. Pola contra, o proceso de fervido, que se realizou para conseguir a desorción de posibles compostos ocupando os sitios de adsorción, si que deu lugar a importantes reducións nas concentracións de N, P e Ca, demostrando o incremento das propiedades de adsorción da turba e o vermicompost conseguido por esta vía. Sen embargo, as concentracións de carbono e potasio aumentaron tras o tratamento co vermicompost fervido. O tratamento de fervido tamén incrementou a condutividade eléctrica das vinazas.

### ***Propiedades espectroscópicas***

Nas Figuras 64 e 65 amósanse os espectros de absorción das vinazas antes e despois dos tratamentos cos adsorbentes. No espectro de absorción das vinazas obsérvase un pico a 400 nm e un ombro preto de 500 nm, o que lle dá a súa característica cor violácea, e elevadas densidades ópticas ata preto dos 600 nm. O tratamento das vinazas coa maioría dos materiais tivo escaso efecto sobre a forma e a intensidade do espectro, excepto para o vermicompost e a turba, que reduciron a absorción de modo considerable, a todas as lonxitudes de onda, e o carbón activo, que eliminou a absorción case completamente. A codia compostada e os compost de RSU tamén reduciron a absorción das vinazas, pero en moita menor medida. No caso dos lodos vermellos, a absorción incluso se incrementou.

Posto que a turba e o vermicompost foron os materiais cos que se obtiveron os mellores resultados, ambos foron moídos ou fervidos para incrementar a súa capacidade de adsorción, e deste modo conseguiuase unha maior redución da intensidade do espectro das vinazas. O maior efecto da activación por temperatura tivo lugar para a turba, obténdose deste modo resultados semellantes aos obtidos co vermicompost.

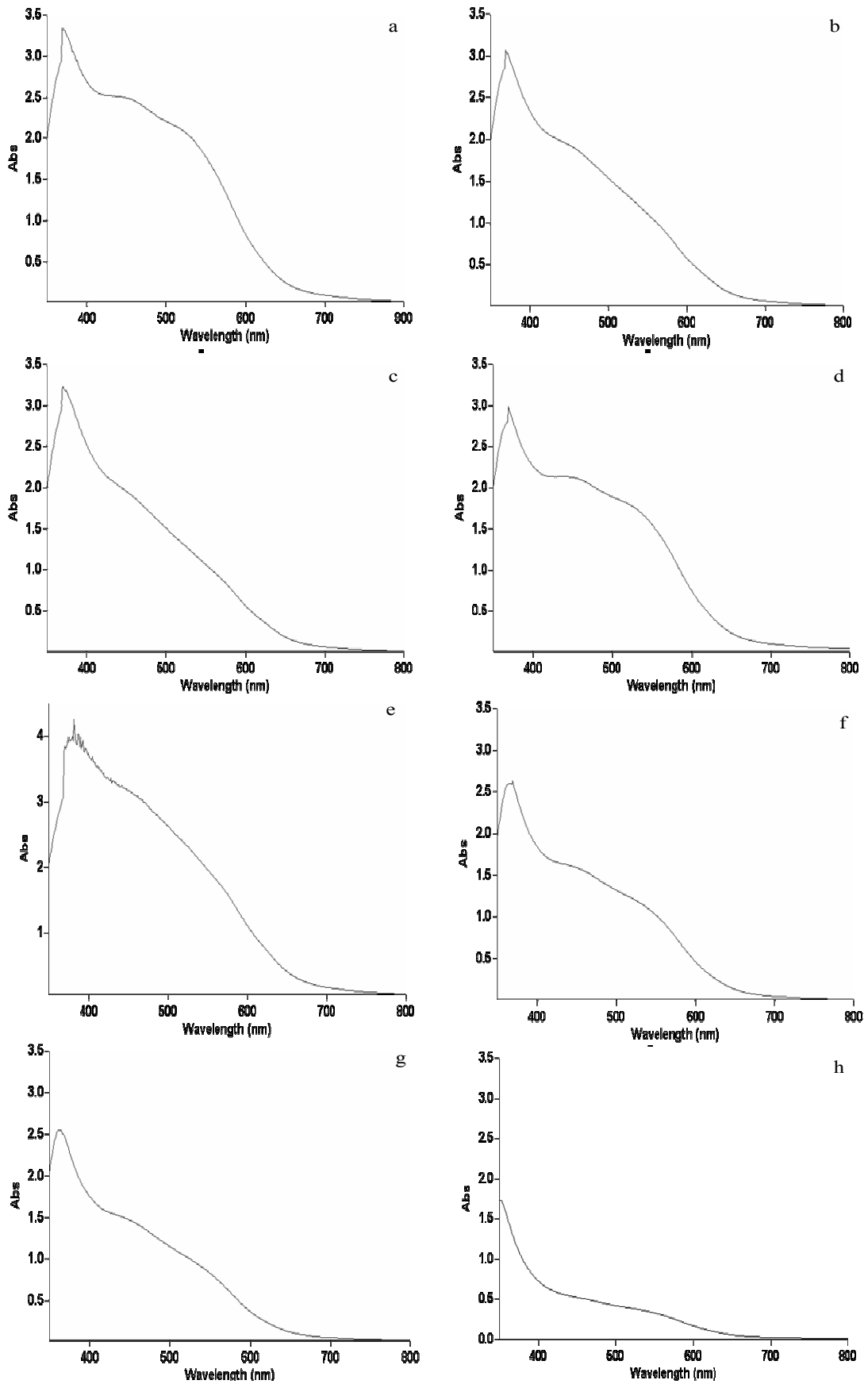


Figura 64. Espectros de absorción das vinazas sen tratar (a), e tratadas con MSWC1 (b), MSWC2 (c), codia de piñeiro compostada (d), lodos vermellos (e), turba (f), turba móida (g), e turba fervida (h).

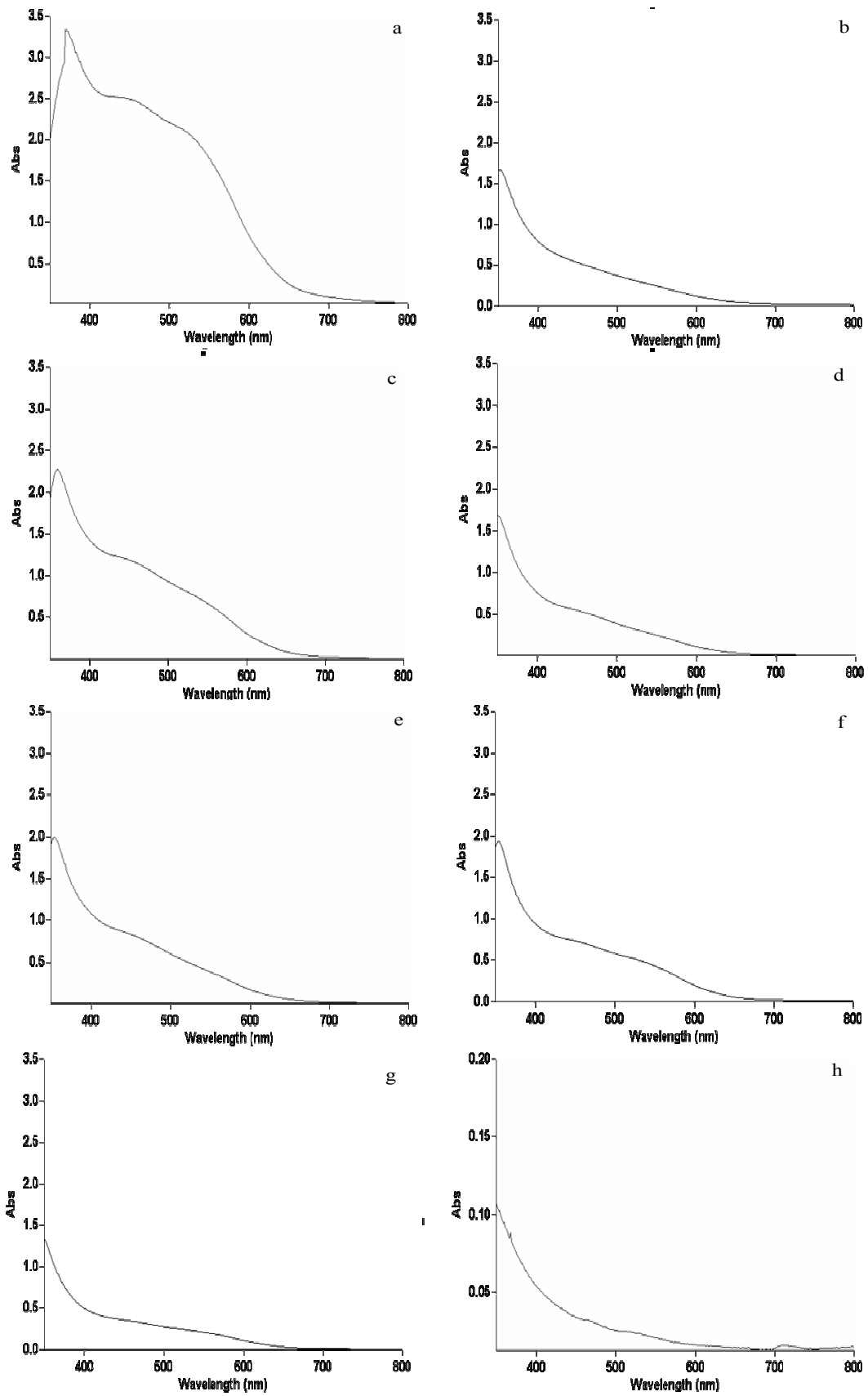


Figura 65. Espectros de absorción das vinazas sen tratar (a), e tratadas con turba fervida dúas veces (b), vermicompost (c), vermicompost dúas veces (d), vermicompost moído (e), vermicompost fervido unha vez (f), vermicompost fervido dúas veces (g), e carbón activo (h).

As mesmas conclusións podemos sacar dos datos da Táboa 54, que recolle os valores de absorbancia a 465 nm e a 665 nm, así como a redución da absorbancia nas vinazas tratadas con respecto as vinazas sen tratar. Os lodos vermellos incrementaron a absorbancia tanto a 465 nm como a 665 nm, e os compost MSWC1, MSWC2 e CPC só produciron pequenas reducións non comparables en ningún caso ás do carbón activo, que eliminou case completamente a cor a 465 nm e nun 80% a 665 nm. Pola contra, o vermicompost reduciu a absorción a 665 nm na mesma medida que o carbón activo, e algo menos a 465 nm. A turba tamén deu lugar á desaparición dunha parte importante da absorción a ambas lonxitudes de onda (en torno ao 40%). O tratamento coa turba e o vermicompost moídos reduciu a absorción a 465 e 665 nm con respecto ás vinazas tratadas unha vez cos materiais sen moer, pero os resultados foron peores que cando se trataron as vinazas dúas veces coa turba e o vermicompost sen moer. O tratamento cos materiais fervidos tamén conseguiu mellorar o seu rendemento a ambas lonxitudes de onda, chegando a igualar e incluso mellorar os resultados do carbón activo a 665 nm.

Táboa 54. Propiedades espectroscópicas das vinazas antes e despois do tratamento con diferentes materiais.

	E <sub>4</sub>	% redución	E <sub>6</sub>	% redución	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>
Vinazas	2,40	-	0,18	-	13,2
Tratamento					
MSWC1	1,81	24,4	0,14	21,4	12,7
MSWC2	1,83	23,7	0,14	25,8	13,5
CPC	2,05	14,7	0,17	4,4	11,7
RM	3,07	†	0,36	†	8,6
Turba	1,50	37,4	0,10	46,7	15,5
Turba moída	1,38	42,4	0,09	49,5	15,0
Turba fervida (unha vez)	0,51	78,7	0,04	75,6	11,5
Turba fervida (dúas veces)	0,39	83,8	0,03	85,4	14,6
VP1 (unha vez)	1,14	52,7	0,07	62,6	16,7
VP1 (dúas veces)	0,52	78,5	0,03	81,9	15,6
VP1 moído	0,81	66,1	0,05	74,2	17,3
VP1 fervido (unha vez)	0,71	70,4	0,04	79,1	18,7
VP1 fervido (dúas veces)	0,35	85,3	0,02	87,2	15,2
Carbón activo	0,04	98,5	0,04	80,2	1,0

† O tratamento cos lodos vermellos incrementou a absorbancia das vinazas a 665 e 465 nm.

Canto ás relacións de densidades ópticas ( $E_4/E_6$ ), na maioría dos casos aumentaron despois do tratamento, indicando un incremento relativo da concentración de compostos de baixo peso molecular nas vinazas a consecuencia da retirada dos compostos máis condensados (por exemplo, polifenóis). As excepcións foron os lodos vermellos e o carbón activo, nos que a relación reduciuse. Posto que os valores de absorbancia das vinazas despois do tratamento con carbón activo foron moi baixos, é posible que o valor do seu cociente non teña sentido neste caso. No caso dos lodos vermellos, é posible que este material teña capacidade para adsorber compostos orgánicos de menor peso molecular como o azul de metileno (Arias et al., 1999b), pero non compostos máis condensados, o que explicaría o incremento relativo de compostos de elevada condensación nas vinazas despois do tratamento con este material. O feito de moer ou ferver os materiais non tivo efecto sobre a relación  $E_4/E_6$ .

#### 4.4.3. Experimentos de adsorción con vinazas destiladas

Unha vez visto o comportamento dos distintos materiais usados como adsorbentes no experimento coas vinazas, seleccionáronse os de mellor rendemento (turba e vermicompost) para a eliminación de compostos coloreados en vinazas destiladas.

##### *Propiedades químicas*

As vinazas destiladas son lixeiramente máis ácidas e presentan unha condutividade moito máis elevada e maiores concentracións de C e N que as vinazas do experimento anterior (Táboa 55). Os tratamentos de adsorción coa turba e o vermicompost non modificaron estas propiedades.

Táboa 55. Propiedades químicas das vinazas destiladas antes e despois dos tratamentos.

	pH	CE dS m <sup>-1</sup>	C g L <sup>-1</sup>	N mg L <sup>-1</sup>
Vinazas destiladas	3,7	7,8	14,8	767
Tratamento				
Turba	3,9	8,9	14,4	693
VP1	3,6	7,7	14,6	741

O mesmo que no resto de residuos vitivinícolas, o nutriente presente en maior concentración nas vinazas destiladas foi o potasio, seguido de fósforo, calcio e magnesio (Táboa 56), en cantidades todos eles moi semellantes ás das vinazas. O nitróxeno amoniacal predominou sobre o nítrico,

que está ausente. Os tratamentos con turba e vermicompost non modificaron a composición de nutrientes.

Táboa 56. Concentracións de nutrientes das vinazas destiladas antes e despois dos tratamentos.

	Ca mg L <sup>-1</sup>	Mg mg L <sup>-1</sup>	K mg L <sup>-1</sup>	P mg L <sup>-1</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg L <sup>-1</sup>
Vinazas destiladas	115	85	1261	272	0	83
Tratamento						
Turba	230	75	1327	336	0	75
VP1	133	84	1121	277	0	95

### Propiedades espectroscópicas

O espectro de absorción das vinazas destiladas (Figura 66) foi moi distinto ao das vinazas sen destilar, tanto na súa forma como na súa intensidade, con cantidades menores de compostos coloreados. Os dous tratamentos reduciron a absorción das vinazas destiladas, sendo máis efectivo o vermicompost que a turba.

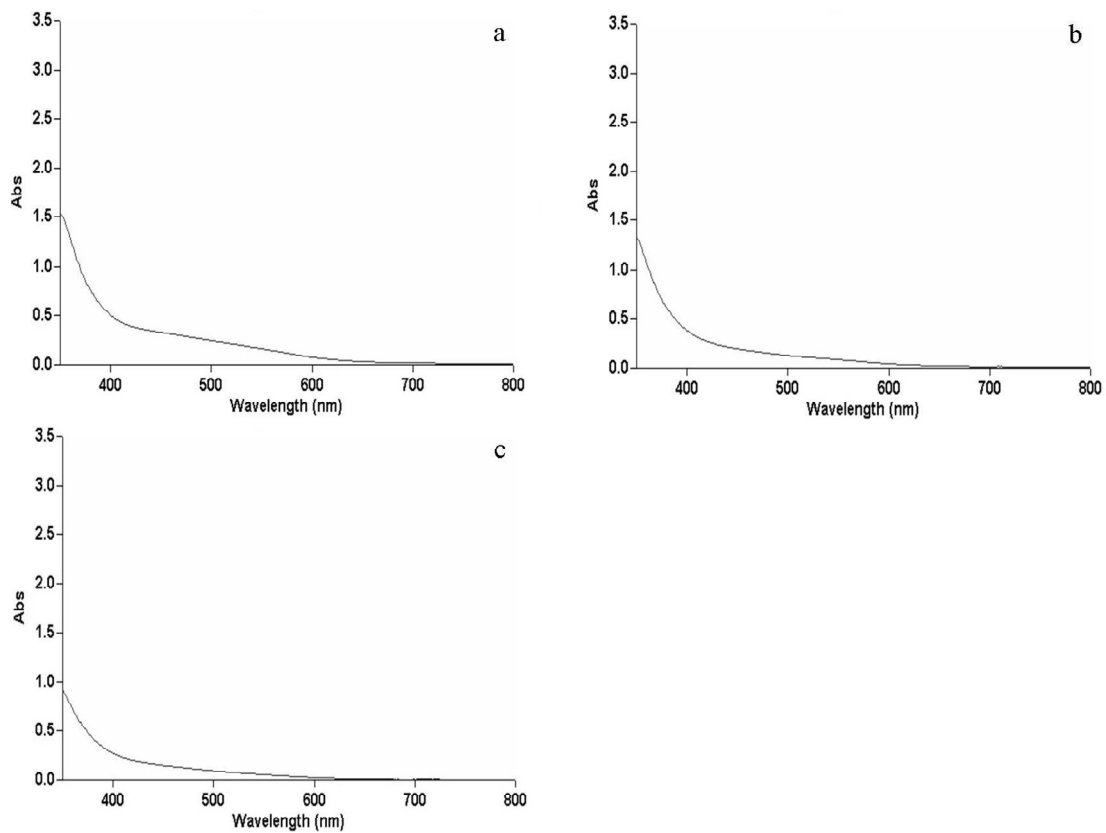


Figura 66. Espectros de absorción das vinazas destiladas sen tratar (a), e tratadas con turba (b) e vermicompost (c).

Na Táboa 57 amósanse as propiedades espectroscópicas das vinazas destiladas antes e despois dos tratamentos. Os tratamentos con turba e vermicompost reduciron a absorción a 465 e 665 nm, e incrementaron a relación de densidades ópticas, igual que no experimento coas vinazas sen destilar, o que indicou a retirada de compostos de alto peso molecular. O tratamento con vermicompost deu lugar a mellores resultados que o tratamento con turba.

Táboa 57. Propiedades espectroscópicas das vinazas destiladas antes e despois do tratamento con diferentes materiais.

	E <sub>4</sub>	% redución	E <sub>6</sub>	% redución	E <sub>4</sub> /E <sub>6</sub>
Vinazas destiladas	0,32	-	0,049	-	6,6
Tratamento					
Turba	0,18	43,2	0,022	54,5	8,2
VP1	0,14	55,8	0,011	77,0	12,7

#### 4.4.4. Discusión

A adsorción de compostos coloreados das vinazas (destiladas ou non) pode ser un paso previo para o tratamento destes residuos, e nos experimentos realizados conseguíronse importantes reducións da cor despois do contacto con materiais orgánicos residuais. Os lodos vermellos, a pesar da súa capacidade demostrada para a adsorción de metais pesados e compostos coloreados como o azul de metileno (López et al., 1998, Arias et al., 1999b), foron o único material que non tivo un resultado positivo. Entre os materiais orgánicos utilizados no estudo, os mellores resultados obtivéronse co vermicompost de bagazo esgotado e coa turba de *Sphagnum*, resultados que se aproximaron aos conseguidos con carbón activo. Hai que resaltar que a redución de cor das vinazas non foi acompañada dunha redución da carga orgánica, pero si que se observou un descenso paralelo das concentracións de nitróxeno nas vinazas, o que indicaría que os compostos eliminados das vinazas presentan grupos nitroxenados, aínda que este feito non ter por qué relacionarse coa redución da cor. Os compostos que producen a cor das vinazas inclúen polifenóis, melanoidinas producidas por reacción de azucres e proteínas, e furfurais (Pant e Adhleya, 2007), e de feito as melanoidinas illadas de viños (Rivero-Pérez et al., 2002) presentan un espectro de absorción moi semellante ao das vinazas, pero a estrutura química destes compostos non é o suficientemente ben coñecida como para realizar máis hipóteses sobre a relación entre a redución da cor e a composición das vinazas despois dos experimentos de adsorción.

Por outra banda, o fervido e o moído dos materiais mellorou os resultados na desaparición da cor, o que podería deberse a un incremento dos sitios de adsorción dispoñibles, no primeiro caso debido á desorción dos compostos presentes provocada pola temperatura, e no segundo caso debido a o incremento da superficie específica provocado pola redución de tamaño.

Os mellores resultados obtidos pola turba e o vermicompost na eliminación da cor está seguramente relacionada coa súa maior concentración de materia orgánica (>90%) con respecto aos outros materiais utilizados. Sen embargo, este non pode ser o único factor que intervén pois tamén a codia compostada ten un elevado contido en materia orgánica (98%), sen que se obtivesen resultados positivos na eliminación da cor. Polo tanto, cabe pensar que os resultados poden estar ligados ao tipo de materia orgánica presente, e especialmente á presenza de lignina e celulosas. Algúns autores (Garg et al., 2004) indicaron que os grupos fenólicos que conteñen en abundancia os materiais lignocelulósicos poden ser útiles á hora de reter substancias orgánicas mediante diversos mecanismos, e de feito varios autores teñen indicado a utilidade de turbas (Cohen et al., 1991) e de vermicompost de diversas orixes como adsorbentes de substancias orgánicas (Fernández-Bayo et al., 2007; Romero et al., 2007). Sen embargo, aínda que o vermicompost de bagazo presenta unha importante cantidade de lignina, como se verá no apartado seguinte, e as turbas están compostas principalmente por celulosa e lignina (Given et al., 1984; Harrison e Priest, 2009), a codia de piñeiro presenta tamén cantidades importantes de lignina e celulosas (Vázquez et al., 1992; Fradinho et al., 2002), polo que as diferenzas observadas non poden ser atribuídas unicamente a este factor e deben ser investigadas en maior profundidade.



#### 4.5. ESTUDIO COMPARATIVO DE COMPOST E VERMICOMPOST DE BAGAZO ESGOTADO DE UVA

Neste último experimento avalíouse a compostaxe de residuos vitivinícolas a maior escala, utilizando bagazo esgotado como material de partida. Cabe destacar dos experimentos anteriores os problemas de aireación durante o tratamento deste tipo de residuos, polo que nesta parte o bagazo tratouse tamén mediante vermicompostaxe, que ten a vantaxe respecto de que os vermes melloran a aireación do material, sendo de agardar mellores características do compost final.

Nesta parte descríbense as características do compost (CB) e vermicompost (VB) fabricados por nós simultaneamente a partir do mesmo bagazo esgotado de uva, e compáranse coas propiedades de dous vermicompost de bagazo (VP1 e VP2) fabricados a escala industrial pola empresa Ecocelta. Hai que indicar que a caracterización do último deles (VP2) non foi tan extensa como a dos outros, porque non está composto só por bagazo e porque o experimento de restauración no que foi utilizado na segunda parte da Tese non o require.

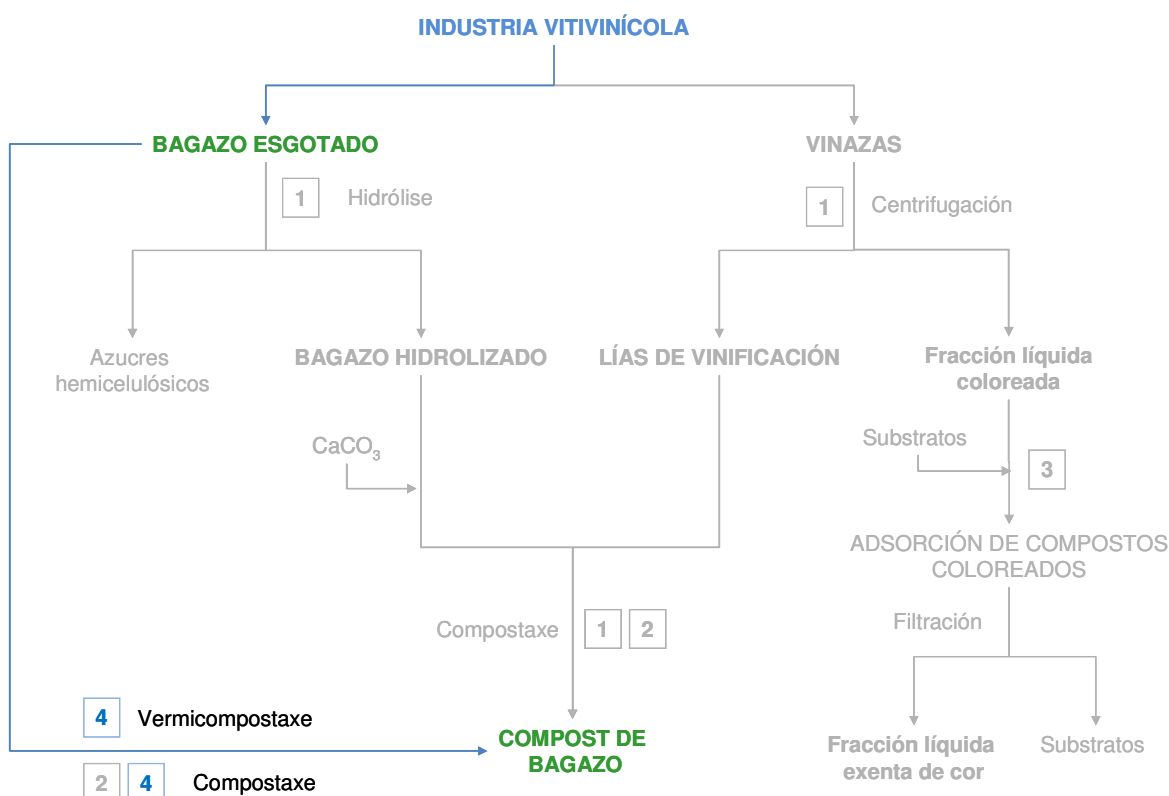


Figura 67. Situación do experimento de eliminación de compostos coloreados da fracción líquida das vinazas dentro do plan de traballo.

O aspecto xeral do compost CB e o vermicompost VB ofreceu diferenzas visibles, como se pode ver na Figura 68, destacando a maior homoxeneidade e menor tamaño de partícula do vermicompost, froito do traballo adicional de volteo e aireación levado a cabo polos vermes.



Figura 68. Vermicompost VB (esquerda) e compost CB (dereita) obtidos a partir de bagazo esgotado de uva.

#### 4.5.1. Propiedades físicas

O estudo das propiedades físicas do compost non recibiu ata o de agora a suficiente atención en investigación, a pesar da súa importancia tanto ao longo do proceso de compostaxe como unha vez finalizado (Agnew e Leonard, 2003). En moitas ocasións, os beneficios agardados da utilización do compost son consecuencia das súas propiedades físicas antes que das químicas ou biolóxicas. Por exemplo, a modificación das condicións físicas de solos degradados, como os solos de mina, é unha cuestión fundamental posto que nestes medios o desenvolvemento vexetal está en moitas ocasións limitado por cuestións físicas (Dollhopf e Postle, 1988). O mesmo sucede en solos afectados por erosión ou degradación da estrutura, nos que unha mellora das propiedades químicas pode non ser tan prioritaria para a recuperación. Pero o campo no que as propiedades físicas do compost son de maior importancia é na elaboración de substratos para horticoltura. A importancia das propiedades físicas dos compost para este uso é moi alta, como demostraron Papafotiou et al. (2004, 2005), que observaron como a utilización de materiais inadecuados pode reducir a dispoñibilidade de auga e a porosidade do substrato. Un substrato debe ter unha elevada capacidade de retención de auga, baixa densidade aparente, porosidade alta, textura fina e unha estrutura estable (De Boodt e Verdonck, 1972; Verdonck e Gabriëls, 1988), e un dos requirimentos de calidade dun compost é que presente un tamaño de partícula adecuado, de modo que para o seu uso en substratos recoméndase que a maior parte das partículas do compost teñan un tamaño entre 0,25 e 2,5 mm (Carmona e Abad, 2008).

A humidade dos compost e vermicompost de bagazo (Táboa 58) analizados nesta parte variou moito entre as mostras (entre o 15,9% e o 67,7%), e foi maior nos producidos a escala industrial (VP1 e VP2). A densidade aparente compactada oscilou entre 153 g L<sup>-1</sup> para o compost VP1 e 546 g L<sup>-1</sup> para VP2. Os valores de susceptibilidade magnética, que poden ser

unha indicación dunha contaminación por metais pesados, foron moi baixos, comparables aos de outros compost de restos vexetais, e moito menores que os de outros compost, como os de RSU, que poden presentar valores moi elevados debido á presenza de materiais férricos (Paradelo et al., 2009a).

Táboa 58. Propiedades xerais dos compost de bagazo. DAC: densidade aparente compactada;  $\chi$ : susceptibilidade magnética.

	Humidade (%)	DAC (g L <sup>-1</sup> )	$\chi$ (10 <sup>-6</sup> cm <sup>3</sup> g <sup>-1</sup> )
CB	15,9	293	8,3
VB	37,6	396	1,7
VP1	67,7	153	1,6
VP2	58,3	546	†

† non determinado

Na Táboa 59 preséntanse as principais propiedades físicas dos compost CB e VB e compáranse coas desexables en materiais empregados como compoñentes de substratos (Carmona e Abad, 2008), e con unha turba de *Sphagnum* (Barral et al., 2007b); estas propiedades non se determinaron para os vermicompostos comerciais por razóns de dispoñibilidade de mostra. As propiedades foron moi similares para os dous compost, sendo a única diferenza salientable que o vermicompost VB presentou maior capacidade de retención de auga. A densidade e porosidade de ambas emendas están nos rangos que se consideran óptimos para un substrato, pero a porosidade e a capacidade de retención de auga foron un pouco inferiores ás óptimas, sendo o vermicompost o que presentou mellores propiedades neste sentido.

Táboa 59. Principais propiedades físicas dos compost e vermicompost de bagazo e intervalos óptimos para as propiedades físicas de substratos de cultivo (Carmona e Abad, 2008).

Propiedade	CB	VB	Turba	Óptimo
Densidade aparente seca (g L <sup>-1</sup> )	256	269	108	< 400
Valor de contracción (% v/v)	27,4	23,3	23	< 30
Densidade de partícula (g L <sup>-1</sup> )	1583	1583	1558	1450-2650
Porosidade total (% v/v)	87	79	93	> 85
Volume de auga a pF 1 (% v/v)	37	45	49	55-70
Volume de auga a pF 2 (% v/v)	31	29	-	25-31
Auga total dispoñible (% v/v)	6	16	-	24-40
Volume de ar a pF 1 (% v/v)	50	34	44	20-30

No que toca ao tamaño de partícula, o compost CB presentou peores propiedades que os vermicompost, con unha distribución granulométrica dominada polas partículas maiores de 2 mm (Táboa 60 e Figura 69). As fraccións máis finas (< 2 mm) foron máis abundantes nos vermicompost, mentres que practicamente pode dicirse que son inexistentes no compost CB, que ademais presentou unha distribución asimétrica. En todos os compost, excepto VP2, a fracción maioritaria foi a de 2-4 mm, debido á abundancia das sementes con este tamaño, e indica que este compost non foi elaborado unicamente con bagazo.

Táboa 60. Distribución de tamaño de partícula tras tamizado en seco (porcentaxe en peso sobre o total) dos compost e vermicompost de bagazo.

	Diámetro (mm)							
	>10	5-10	4-5	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
CB	0	26,2	11,3	55,3	5,0	0,8	0,4	1,0
VB	0	0,1	1,1	70,0	10,6	9,9	6,5	1,8
VP1	0	0,9	2,1	71,2	8,8	8,9	6,7	1,4
VP2	0,0	27,2	6,7	17,2	26,1	17,7	4,0	1,1
	>10	>5	>4	>2	>1	>0,5	>0,25	total
CB	0	26,2	37,4	92,7	97,7	98,5	99,0	100
VB	0	0,1	1,2	71,2	81,8	91,7	98,2	100
VP1	0	0,9	2,9	74,2	83,0	91,9	98,6	100
VP2	0	27,2	33,9	51,1	77,2	94,9	98,9	100

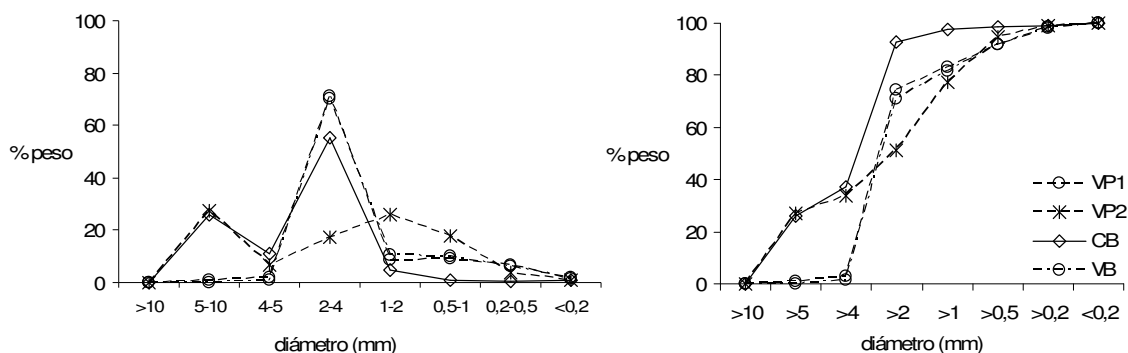


Figura 69. Distribución de tamaño de partícula tras tamizado en seco parcial (esquerda) e acumulada (dereita) dos compost e vermicompost de bagazo.

Hai que lembrar que o feito de que a fracción máis importante en peso sexa a de diámetro entre 2 e 4 mm en tres dos casos, débese a que esta fracción inclúe a totalidade das sementes da uva, que permanecen case inalteradas no produto final (Figura 70).



Figura 70. Fracción de partículas de 2-4 mm do vermicompost VB.

Cando eliminamos esta fracción (Táboa 61 e Figura 71) observamos mellor a peculiaridade de CB, con un predominio das fraccións grosas que posiblemente indica falta de descomposición.

Táboa 61. Distribución de tamaño de partícula tras a retirada da fracción 2-4 mm dos compost e vermicompost de bagazo (porcentaxe en peso sobre o total).

	Diámetro (mm)						
	>10	5-10	4-5	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
CB	0	58,5	25,2	11,1	1,9	1,0	2,3
VB	0	0,4	3,6	35,2	33,0	21,6	6,1
VP1	0	3,1	7,1	30,6	30,9	23,4	4,9
	>10	>5	>4	>1	>0,5	>0,25	total
CB	0	58,5	83,7	94,8	96,7	97,7	100
VB	0	0,4	4,0	39,3	72,3	93,9	100
VP1	0	3,1	10,2	40,8	71,8	95,1	100

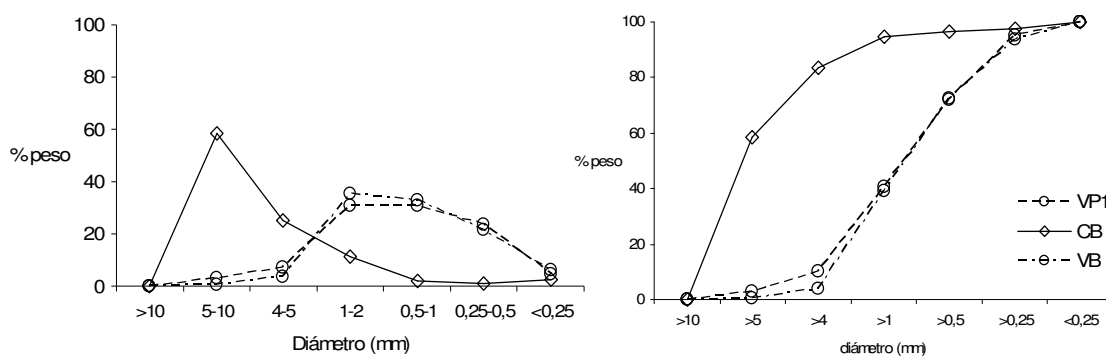


Figura 71. Distribución de tamaño de partícula tras tamizado en seco parcial (esquerda) e acumulada (dereita) dos compost e vermicompost de bagazo tras a retirada das sementes.

Na Táboa 62 amósase a abundancia da fracción entre 0,25-2 mm nos compost, como aproximación ao requirimento de calidade de que a maior parte do compost estea comprendido entre 0,25 e 2,5 mm (Carmona e Abad, 2008). Só unha pequena parte do material dos compost avaliados está dentro do rango de tamaños considerado óptimo, debido á elevada porcentaxe de sementes. A retirada das sementes produciría unha mellora das propiedades dos vermicompost, pero non tanto no compost, no que aínda así continúan a predominar as partículas maiores de 2 mm.

Táboa 62. Porcentaxe de material entre 0,25 e 2 mm dos compost e vermicompost de bagazo.

	con sementes	sen sementes
CB	6	14
VB	27	90
VP1	24	85

Por outra banda, nas Táboas 63 e 64 amósanse os resultados da determinación da cor dos compost. A cor Munsell (Táboa 63) foi moi semellante nos tres casos: o compost CB presentou un matiz máis amarelo, aínda que as tres mostras se caracterizaron por unha cor parda escura a moi escura, sen chegar ao negro.

Táboa 63. Cor dos compost e vermicompost de bagazo segundo as táboas Munsell.

	Denominación Munsell	Nome da cor
CB	10YR 4/4	parda amarelento escuro
VB	7,5YR 3/2	parda escuro
VP1	7,5YR 2,5/3	parda moi escuro

Observando os parámetros de cor dos espazos CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h e CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> (Táboa 64), as diferenzas entre mostras parecen relacionarse coa orixe do compost, pois CB e VB son moi parecidos, a pesar da diferenza de matiz observada coas táboas Munsell. Os valores dos parámetros, por outra banda, son semellantes aos do compost de bagazo elaborado no laboratorio (Táboa 43).

Táboa 64. Parámetros de cor dos compost e vermicompost de bagazo nos sistemas CIEL<sup>\*</sup>a<sup>\*</sup>b<sup>\*</sup> e CIEL<sup>\*</sup>C<sup>\*</sup>h.

	L <sup>*</sup>	a <sup>*</sup>	b <sup>*</sup>	C <sup>*</sup>	h
CB	23	5,0	7,6	9,1	56
VB	23	5,2	8,4	9,9	58
VP1	14	3,4	3,7	5,0	47

Coincidindo co observado no experimento anterior, os compost de bagazo foron bastante hidrófobos (Táboa 65), a consecuencia do seu elevado contido en materia orgánica. Os vermicompost, unha vez máis, tiveron mellores propiedades que o compost neste sentido, e tamén en comparación con materiais comunmente utilizados en substratos como son a turba e a codia de piñeiro, mentres que o compost CB foi o máis hidrófobo. Hai que indicar que o ángulo de contacto para este último non se puido calcular con exactitude por superar a concentración máxima de etanol do método (6 M, equivalente a 109°).

Táboa 65. Hidrofobia dos compost e vermicompost de bagazo. MED: molaridade do etanol;  $\theta$ : ángulo de contacto.

	MED	$\theta$ (°)	Hidrofobia
CB	> 6	> 109	Moi severa
VB	3,8	105,2	Moi severa
VP1	3,4	104,4	Moi severa

#### 4.5.2. Composición e propiedades químicas

##### *pH e condutividade eléctrica*

Todos os compost de bagazo avaliados nesta parte presentaron valores de pH e condutividade moi semellantes (Táboa 66). O pH de todos os compost estivo en valores entre 7,0 e 8,1 sendo máis alto nos producidos a escala industrial, e con valores semellantes aos observados nos experimentos de laboratorio anteriores (apartados 4.2 e 4.3). O pH en compost de residuos vexetais é normalmente algo máis baixo que nos de RSU, aínda que normalmente é próximo á neutralidade. En todo caso os valores de pH son adecuados para o desenvolvemento vexetal e incluso poden axudar a corrixir o pH ácido de moitos solos.

Táboa 66. pH e condutividade eléctrica (CE) dos compost e vermicompost de bagazo.

	pH en auga	CE (dS m <sup>-1</sup> )
CB	7,2	0,48
VB	7,0	0,72
VP1	7,8	0,37
VP2	8,1	0,24

A condutividade eléctrica foi baixa en comparación con outros compost e cos da obtidos a pequena escala neste traballo, oscilando entre 0,24 e 0,72 dS m<sup>-1</sup>, valores notablemente

inferiores aos dos compostos obtidos nos experimentos anteriores. Posto que a salinidade é a restrición máis común en compost para o crecemento vexetal, hai que destacar que ningún dos compostos avaliados presentou valores de condutividade eléctrica superiores a  $1,5 \text{ dS m}^{-1}$ , que pode tomarse como umbral de precaución na elaboración de substratos para plantas (Masaguer e Benito, 2008), e que outros compostos, especialmente os derivados de RSU, superan en moitas ocasións (Barral et al., 2007b). A condutividade eléctrica lixeiramente maior dos compostos preparados a pequena escala débese sen dúbida á falta de lavado durante o proceso, que se levou a cabo en sistemas sen drenaxe, ao contrario do que sucede nos preparados a maior escala por Ecocelta.

### ***Materia orgánica total***

Hai que destacar de novo o elevado contido en materia orgánica dos compostos (Táboa 67), superior ao 90% en todos eles, semellante aos compostos elaborados nos experimentos anteriores (apartados 4.2 e 4.3), coa excepción do composto VP2, con unha porcentaxe moito menor (52,7%), o que debe atribuírse á utilización doutros materiais ademais do bagazo de uva. As concentracións de nitróxeno total movéronse entre o 1,9% e o 3,5%, observándose o menor valor para VP2 como consecuencia tamén do seu menor contido en materia orgánica. A relación C/N tivo valores entre 16 e 22, sendo o composto CB o que presentou a relación máis alta.

*Táboa 67. Materia orgánica total dos compostos e vermicompostos de bagazo. MO: materia orgánica.*

	MO (%)	C total (%)	N total (%)	C/N
CB	95,0	55,1	2,5	22
VB	94,8	55,1	3,5	16
VP1	90,9	52,7	3,0	18
VP2	52,6	30,5	1,9	16

### ***Composición elemental por fraccións***

Na Táboa 68 amósanse os resultados da análise elemental (C, N, S) das distintas fraccións granulométricas dos compostos. A porcentaxe de C incrementouse con maiores tamaños de partícula, e a de N reduciuse, coa excepción da fracción 2-4, correspondente ás sementes, que sempre presentou menor contido en nitróxeno que o resto, e polo tanto, unha maior relación C/N. As concentracións de S foron menores nas fraccións de maior tamaño, especialmente na fracción de 2-4 mm.



Táboa 68. Composición elemental das fraccións granulométricas dos compost e vermicompost de bagazo.

	Diámetro (mm)	C (%)	N (%)	C/N	S (%)
CB	<0,25	44,2	5,8	7,6	0,41
	0,25-0,5	45,2	5,0	9,0	0,42
	0,5-1	46,4	4,6	10,0	0,40
	1-2	47,5	3,5	13,5	0,30
	2-4	48,8	1,6	30,5	0,14
	>4	49,4	2,6	19,1	0,21
	>5	49,0	2,6	18,6	0,22
VB	<0,25	41,9	5,2	8,1	0,45
	0,25-0,5	42,8	5,2	8,2	0,46
	0,5-1	43,2	4,8	8,9	0,44
	1-2	45,2	2,8	16,0	0,26
	2-4	47,2	0,9	50,2	0,09
	>4	47,2	2,1	22,7	0,20
VP1	<0,25	42,7	4,5	9,5	0,41
	0,25-0,5	42,3	4,3	9,9	0,40
	0,5-1	43,0	4,1	10,5	0,37
	1-2	44,4	3,0	14,7	0,27
	2-4	47,0	0,8	57,7	0,09
	>4	45,7	2,3	19,8	0,21
	>5	45,7	3,4	13,5	0,31

Por outra banda, hai que comentar tamén a relación entre madurez e tamaño de partícula. Cabe esperar que durante o proceso de compostaxe o tamaño de partícula do material inicial se reduza progresivamente a medida que a descomposición avanza. En tal caso, as fraccións máis finas serán máis maduras que as fraccións maiores. Na Figura 72 represéntase graficamente a relación C/N en cada fracción granulométrica. Obviando a fracción entre 2-4 mm, que presentou o maior valor por tratarse das sementes sen descompoñer, obsérvase como no resto de fraccións a relación C/N descendeu ao mesmo tempo que o tamaño de partícula, como se viu nos compost obtidos nos experimentos previos.

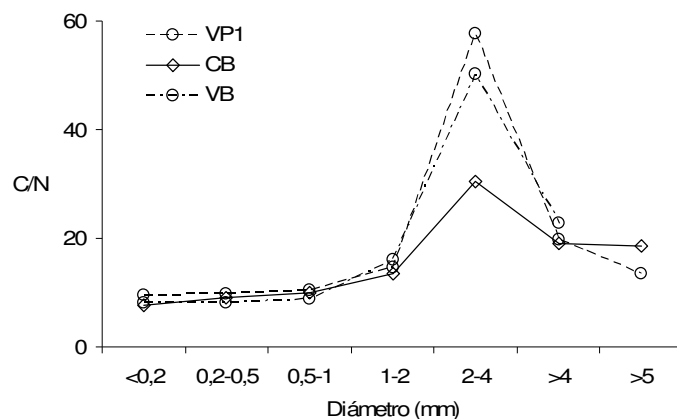


Figura 72. Relación C/N en función do tamaño de partícula nos compost e vermicompost de bagazo de uva.

### Polisacáridos totais e lignina

Confirmando o observado no experimento de compostaxe anterior (apartado 4.3), en todos os compost predominou amplamente a lignina, pero nestes as hemicelulosas foron máis abundantes que a celulosa (Táboa 69). Esta alta importancia da lignina indica unha elevada estabilidade de todos os compost, con valores moi baixos da relación celulosa/lignina e moi altos para o índice lignocelulósico. Todos os parámetros indicaron unha maior estabilidade dos vermicompost.

Táboa 69. Composición de polisacáridos dos compost e vermicompost de bagazo de uva. Cel/Lig: relación celulosa/lignina; ILG: índice lignocelulósico.

	Celulosas	Hemicelulosas	Lignina	Cel/Lig	ILG
CB	5,3	8,4	65,1	0,08	0,82
VB	3,0	3,9	65,1	0,05	0,90
VP1	2,2	9,3	69,5	0,03	0,86

### Materia orgánica soluble

As medidas da materia orgánica soluble (Táboa 70) fixeron notar diferenzas entre os compost, que non aparecen nas análises de materia orgánica total. VP1 e VB presentaron menores cantidades de carbono e nitróxeno solubles en comparación con CB, o que unido á diferenza observada no valor da relación C/N (Táboa 67), apunta de novo a unha maior madurez dos vermicompost. Os dous vermicompost tiveron concentracións menores ao valor de referencia de 5 g kg<sup>-1</sup> para compost maduro, que foi amplamente superado no compost CB. A relación Cs/N tamén indicou que os vermicompost son máis maduros que o compost, mentres que a relación Cs/Ns foi menor para o vermicompost VB que para os outros dous.

Táboa 70. Contido en carbono e nitróxeno solubles dos compost e vermicompost de bagazo. Cs: carbono soluble; Ns: nitróxeno soluble.

	Cs (g kg <sup>-1</sup> )	Ns (g kg <sup>-1</sup> )	Cs/C total (%)	Cs/N total	Cs/Ns
CB	13,3	0,53	2,4	0,53	25
VB	4,2	0,3	0,8	0,12	14
VP1	4,3	0,16	0,8	0,14	27

Na Táboa 71 amósanse as propiedades espectroscópicas dos extractos acuosos dos compost. Os maiores valores de absorbancia corresponden aos extractos con maior cantidade de solutos orgánicos: os compost CB e VB tiveron propiedades case idénticas, e VP1 valores algo máis altos. A relación de densidades ópticas ( $E_4/E_6$ ) foi menor en CB que nos vermicompost, o que indica que os compostos orgánicos disoltos son de maior peso molecular contrastando coas análises anteriores, xa que esta medida parece apuntar a unha maior madurez do compost CB.

Táboa 71. Propiedades espectroscópicas dos compost e vermicompost de bagazo.

	$E_4$	$E_6$	$E_4/E_6$
CB	0,25	0,02	11
VB	0,24	0,01	17
VP1	0,47	0,03	14

### Humificación

Como corresponde ao elevado contido en materia orgánica das mostras, o C soluble en álcali (CHT) foi moi elevado en todos os casos (Táboa 72), aínda que menor que nos compost do experimento anterior. Esta diferenza débese aos diferentes métodos de extracción utilizados en cada caso. En todas as mostras predominou a fracción fúlvica (CF) sobre a húmica (CH), unha característica distintiva de materiais orgánicos non completamente degradados. A única diferenza salientable entre mostras foi unha maior humificación no compost CB, como amosan os valores máis altos para o índice de humificación e a relación CH/CF.

Os parámetros de humificación, que no experimento anterior vimos que eran difíciles de interpretar e relacionar co grao de estabilización dos residuos vitivinícolas durante a compostaxe, deron neste caso resultados contrarios aos derivados da análise da materia orgánica soluble en auga. Cando comparamos ambas series de datos, vemos que os distintos parámetros utilizados para a avaliación da madurez non dan resultados consistentes: segundo os parámetros

de humificación, a orde de madurez sería  $CB > VB = VP1$ , e segundo os parámetros derivados da materia orgánica soluble en auga, a orde sería  $VB = VP1 > CB$ .

Táboa 72. Fraccionamento de materia orgánica dos compost e vermicompost de bagazo. CHT: carbono extraíble total; CH: carbono húmico; CF: carbono fúlvico; IH: índice de humificación; RH: relación de humificación.

	CHT (g kg <sup>-1</sup> )	CH (g kg <sup>-1</sup> )	CF (g kg <sup>-1</sup> )	IH (%)	RH (%)	CH/CF
CB	18,2	7,8	10,4	1,4	3,4	0,8
VB	18,6	5,4	13,3	1,0	3,4	0,4
VP1	17,9	4,5	13,4	0,9	3,4	0,3

### Ácidos orgánicos e compostos fenólicos

Só se atoparon cantidades detectables de ácidos orgánicos no compost CB, sendo o máis abundante o ácido acético, seguido do ácido fórmico e o ácido láctico (Táboa 73). Estas substancias, ás que se atribúen efectos fitotóxicos (Armstrong e Armstrong, 1999; Himanen et al., 2006), poden estar presentes inicialmente no bagazo, ou producirse como compostos intermedios de degradación da materia orgánica nas primeiras fases da compostaxe, polo que a súa presenza é indicativa de falta de madurez. As elevadas concentracións atopadas no compost CB deben indicar unha falta importante de evolución en comparación cos vermicompost.

Táboa 73. Ácidos orgánicos e compostos fenólicos solubles en auga (mg kg<sup>-1</sup>) dos compost e vermicompost de bagazo. nd: non detectado.

	Ácido fórmico	Ácido acético	Ácido láctico	Ácido cafeico
CB	262	2749	86	385
VB	nd	nd	nd	251
VP1	nd	nd	nd	166

Na Táboa 73 tamén se amosan as concentracións de compostos fenólicos nos compost, expresados como ácido cafeico. Neste caso, ao igual que no dos ácidos orgánicos, o compost CB presentou cantidades maiores que os vermicompost, pero os valores non foron maiores dos atopados noutros compost (Albuquerque et al., 2006). Varios autores observaron que tanto os compostos fenólicos como os ácidos orgánicos diminúen ao longo do proceso de compostaxe (Pascual et al., 1997; Albuquerque et al., 2006; Himanen et al., 2006), polo que os resultados de ambas determinacións apuntan a unha menor madurez de CB, así como a un potencial efecto fitotóxico, e de feito, a concentración de ácido acético neste compost sería suficiente para dar lugar a unha resposta fitotóxica nos test de xerminación (Paradelo et al., 2008a).

**Nutrientes e capacidade de cambio**

Existen poucas diferenzas salientables nos contidos en nutrientes totais dos compost e vermicompost de bagazo (Táboa 74). O elemento maioritario foi o K, seguido de Ca, P e Mg, por esta orde (excepto en VP2, que ten máis Ca que K), a diferenza de outros compost, nos que habitualmente o Ca é o nutriente máis abundante (He et al., 2005; Hargreaves et al., 2008). O elevado contido en K para todos os compost parece prever un elevado poder fertilizante para este elemento. A relación C/P, que indica o potencial de mineralización de P, foi maior para os vermicompost producidos a escala industrial. Canto menor é esta relación maior vai ser a mineralización de P a partir do compost (especialmente a valores menores de 200), mentres que valores elevados (superiores a 300) darán lugar á inmovilización deste elemento (Sharpley e Smith, 1989). Xa que este valor non foi superado, ningún dos compost ou vermicompost avaliados debería producir inmovilización de P.

Táboa 74. Concentracións de nutrientes totais ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) e relación C/P dos compost e vermicompost de bagazo.

	Ca	Mg	K	P	C/P
CB	4886	1309	12960	3028	182
VB	6690	1514	10641	3051	181
VP1	8733	2109	23205	2904	216
VP2	26236	8725	19620	12235	250

Para a avaliación do poder fertilizante dos compost seguíronse en primeiro lugar os métodos das normas UNE (AENOR, 2002b,c). A análise do extracto acuoso dos compost CB e VB, que indica os nutrientes dispoñibles inmediatamente para as plantas, deu os resultados que se amosan nas Táboas 75 e 76. O elemento máis abundante nos dous compost foi o K, seguido de P, N inorgánico, Ca e Mg. VB presentou maiores cantidades de N e K solubles que CB, sendo polo demais os resultados moi semellantes para os dous materiais.

Táboa 75. Nutrientes solubles en auga ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) do compost e vermicompost de bagazo.

	Amonio	Nitrato	Ca	Mg	K	P
CB	114	123	78	31	1676	1208
VB	248	39	90	32	2265	1082

P e K presentaron importantes porcentaxes de formas solubles en auga en ambos compost (Táboa 76), mentres que a solubilidade de N, Ca e Mg foi moito menor: algo superior ao 1%

para o Ca, algo superior ao 2% para o Mg, e por debaixo do 1% para N inorgánico (amónio e nitrato), o que indica que a maior parte do nitróxeno atópase en formas orgánicas ou outras non dispoñibles.

Táboa 76. Porcentaxe dos nutrientes solubles en auga con respecto aos totais no compost e vermicompost de bagazo.

	Amonio	Nitrato	Ca	Mg	K	P
CB	0,4	0,5	1,6	2,4	12,9	39,9
VB	0,7	0,1	1,3	2,1	21,3	35,5

Na Táboa 77 amósanse as concentracións de nutrientes solubles en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ , indicativas da dispoñibilidade de nutrientes a máis longo prazo. O nutriente máis abundante foi o K, seguido de P, Mg e N inorgánico, nesta orde. En comparación co extracto acuoso, os compost presentaron maiores cantidades de Mg e K solubles en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ , sendo moi semellantes as de N e P.

Táboa 77. Nutrientes solubles en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) do compost e vermicompost de bagazo.

	Amonio	Nitrato	Mg	K	P
CB	148	75	772	8689	1181
VB	24	164	625	9634	1147

As porcentaxes de solubilidade dos nutrientes en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$  foron moi elevadas para o K, chegando case ao 100% do total, seguido en orde decrecente por Mg e P, e por último o N (Táboa 78). En comparación coa solubilidade en auga, as de K e Mg incrementáronse notablemente, mentres que as de P e N non se modificaron,

Táboa 78. Porcentaxe de nutrientes solubles en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$  con respecto ao total no compost e vermicompost de bagazo.

	Amonio	Nitrato	Mg	K	P
CB	0,6	0,3	59	67	39
VB	0,07	0,5	41	91	38

A continuación amósanse as concentracións de nutrientes asimilables dos compost determinados seguindo os métodos da FCQAO (1994), que empregan os extractos de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  (para N e Mg) e CAL (para P e K) para avaliar o poder fertilizante do compost. O nutriente máis abundante nestes extractos foi o K, seguido de P, Mg e N (Táboa 79). Hai que indicar a menor

dispoñibilidade de nutrientes no vermicompost comercial VP1, o que quizais se deba a perdas por lavado.

Táboa 79. Nutrientes asimilables dos compost e vermicompost de bagazo ( $\text{mg kg}^{-1}$ ). nd: non detectado.

	Amonio	Nitrato	Mg	K	P
CB	147	72	291	7849	1150
VB	28	225	543	8797	1258
VP1	14	nd	271	5317	401

A extractabilidade relativa para cada elemento (Táboa 80) seguiu a orde  $K > P > Mg > N$ , que coincide coa forza dos extractantes utilizados (a mestura de ácidos e complexantes CAL, na que se extraeron K e P, é máis forte que a disolución de  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  empregada para extraer Mg e N), e tamén coa orde de solubilidade no extracto  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ .

Táboa 80. Porcentaxe de nutrientes asimilables con respecto ao total nos compost e vermicompost de bagazo.

	Amonio	Nitrato	Mg	K	P
CB	0,6	0,3	22	61	38
VB	0,08	0,6	36	83	41
VP1	0,05	-	13	23	14

Aínda que os extractantes empregados nos métodos FCQAO son algo máis suaves que a disolución de  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$  empregada no método UNE, a dispoñibilidade dos nutrientes dos compost avaliada polos dous métodos deu resultados moi semellantes. As cantidades de P e N inorgánico extraídas polos dous métodos foron practicamente idénticas. A cantidade de K asimilable foi un pouco máis baixa no extracto CAL, mentres que a diferenza máis importante deuse para Mg, que foi bastante menos soluble en  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  que disolución de  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ , o que é lóxico tendo en conta que esta última emprega un axente complexante en combinación coa sal. Este efecto de extracción adicional do complexante non se observou para o N inorgánico, sen embargo, que presentou as mesmas concentracións en todos os extractantes empregados: auga,  $\text{Cl}_2\text{Ca}$  e  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ , de forza extractante crecente.

En calquera dos casos, os resultados destas análises indican un importante poder fertilizante dos compost de bagazo para K e P, con importantes porcentaxes dos elementos dispoñibles en períodos de tempo relativamente curtos, como os que corresponderían á duración dun cultivo, e unha moi baixa dispoñibilidade de N.

Finalmente, analizouse tamén o complexo de cambio do vermicompost VP1. A capacidade de cambio efectiva foi de 26,5 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (Táboa 81), un valor algo baixo tendo en conta a elevada porcentaxe de materia orgánica. O complexo de cambio estivo dominado polo K, que sempre está presente en formas cambiabíles nos residuos vexetais (Allison, 1973), o que unido á súa elevada concentración total no vermicompost explica o seu predominio no complexo de cambio. Os seguintes catións cambiabíles en orde de importancia foron Ca, Mg e Na, mentres que non se detectou Al en posicións de cambio.

Táboa 81. Complexo de cambio do vermicompost VP1.

	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	%CICe
Ca	4,8	18
Mg	4,5	17
K	17,1	65
Na	0,08	0,3
Al	0	0
CICe	26,5	-

### **Metais pesados**

Un dos aspectos máis importantes de cara á utilización dunha emenda é o seu contido en metais pesados. O máis abundante nos compost e vermicompost avaliados foi o Fe, seguido de Mn, Cu e Zn, todos eles elementos esenciais para as plantas (Táboa 82). Hai que destacar o contido relativamente alto de cobre en relación a outros metais, como consecuencia da contaminación co sulfato de cobre que se usa como fungicida, e co cal se tratan as vides varias veces no ano. As cantidades presentes dos metais máis tóxicos (Ni, Cr, Pb e Cd) foron moi baixas. Con relación ao esixido na normativa vixente sobre fertilizantes e compost, todos os compost serían clasificados na clase B, a causa do Cu, que en tres dos catro casos supera o límite para o compost de maior calidade, e a causa do Zn para o vermicompost VP2. Sen intención de cuestionar a validez dos límites establecidos no Real Decreto para a clasificación, resulta sorprendente que compost obtidos a partir de materiais de partida razoablemente libres de metais pesados, como pode ser o bagazo de uva, que con porcentaxes de materia orgánica superiores ao 90% consisten basicamente en tecidos vexetais, non cheguen a cumprir os requisitos esixidos para o compost de clase A, o que dá unha idea da dificultade que pode representar a elaboración de compost de alta calidade a partir de materiais de partida con concentracións maiores de metais, como por exemplo os RSU ou os lodos de EDAR.



Táboa 82. Metais pesados totais nos compost e vermicompost de bagazo e comparación coa lexislación vixente ( $\text{mg kg}^{-1}$ ). RDA: Real Decreto 824/2005, sobre produtos fertilizantes, compost clase A; RDB: RD 824/200, compost clase B; RDC: RD 824/2005, compost clase C. nd: non detectado.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Clase
CB	252	124	105	19	nd	nd	nd	nd	B
VB	498	33	154	17	nd	nd	nd	nd	B
VP1	819	266	158	143	nd	nd	nd	nd	B
VP2	5431	500	69	367	0,6	24	4,4	10	B
Lexislación									
RDA	-	-	70	200	0,7	45	70	25	A
RDB	-	-	300	500	2	150	250	90	B
RDC	-	-	400	1000	3	200	300	100	C

A concentración de metais pesados totais, obtida tras dixestión con ácidos fortes, é útil como indicador do risco potencial de contaminación, pero aporta pouca información sobre a mobilidade e dispoñibilidade de cada metal, que dependen da súa forma química (Walter et al., 2006). Polo tanto, a dispoñibilidade dos metais pesados avalíase tamén mediante a súa determinación en extracto acuoso (metais inmediatamente dispoñibles para as plantas). A fracción soluble en auga é a máis móbil e polo tanto a máis activa bioloxicamente, sendo a máis dispoñible para as plantas e a que ten o maior potencial de toxicidade (Iwegbue et al., 2007). Como era de agardar dados os valores de metais totais, a dispoñibilidade inmediata dos metais foi escasa, con porcentaxes de extracción moi baixos, e o único metal con un certo risco potencial de toxicidade foi o Cu (Táboa 83), o cal é consecuencia da súa aplicación como sulfato de cobre en disolución durante o tratamento das vides. Non se detectaron Zn, Pb, Cr, Ni nin Cd solubles en auga.

Táboa 83. Metais pesados solubles en auga nos compost e vermicompost de bagazo. nd: non detectado.

	Fe		Mn		Cu	
	$\text{mg kg}^{-1}$	% total	$\text{mg kg}^{-1}$	% total	$\text{mg kg}^{-1}$	% total
CB	1,1	0,4	0,3	0,2	3,7	3,5
VB	0,3	0,1	0,2	0,5	3,1	2,0

Na Táboa 84 amósanse as concentracións de metais solubles en  $\text{Cl}_2\text{Ca-DTPA}$ , que permiten coñecer a mobilidade dos metais pesados a medio prazo. O uso de disolucións de DTPA está moi estendido para a extracción multielemental e a determinación da dispoñibilidade de metais pesados en solos e residuos, estando os seus resultados ben correlacionados coa toma de Zn, Cd,

Cu e Ni (Singh, 1998; Menzies et al., 2007), e coa súa toxicidade para as plantas (Wong e Bradshaw, 1982). Como é lóxico dada a maior forza deste extractante, as concentracións dos metais pesados neste extracto foron maiores que as obtidas en auga. Os compost CB e VB tiveron un comportamento semellante, sendo o Fe o máis abundante, seguido de Cu, Zn e Mn. Os compost non presentaron cantidades significativas de Pb, Cr, Ni ou Cd asimilables. Polo que respecta ás porcentaxes de solubilidade neste extractante hai que destacar a elevada dispoñibilidade do Zn, seguido de Cu e Mn, todos eles con porcentaxes de solubilidade notablemente maiores que os obtidos no extracto en auga.

Táboa 84. Metais pesados solubles en  $Cl_2Ca$ -DTPA ( $mg\ kg^{-1}$ ) nos compost e vermicompost de bagazo.

	Fe		Mn		Cu		Zn	
	$mg\ kg^{-1}$	% total	$mg\ kg^{-1}$	% total	$mg\ kg^{-1}$	% total	$mg\ kg^{-1}$	% total
CB	27	11	8,8	7,1	25	24	9,0	46
VB	39	7,8	11	33	28	18	10	60

Finalmente, determinouse tamén a cantidade de Cu extraída con pirofosfato-sosa, que é unha medida da fracción do metal que se atopa formando complexos coa materia orgánica, ademais do cambiante. As cantidades estiveron próximas ao 100% do Cu total nos compost CB e VP1 (113 e 149  $mg\ kg^{-1}$ , respectivamente), mentres que no compost VB extraeuse o 44% do total (68  $mg\ kg^{-1}$ ), o que representa cantidades moi superiores ás extraídas con  $Cl_2Ca$ -DTPA. A diferenza entre ambos valores indica a forza coa que o Cu se une á materia orgánica, xa que o DTPA é un complexante de metais moi efectivo, pero aínda así non foi capaz de desprazar todo o Cu presente en complexos organometálicos. Por outra parte, hai que facer notar que a extracción con pirofosfato realízase sobre mostra sen moer, polo que non se extrae o metal presente nas sementes: as elevadas concentracións extraídas con respecto ao total indica a procedencia esóxena deste metal.

#### 4.5.3. Actividade biolóxica

As medidas de actividade biolóxica úsanse a miúdo como indicadores da estabilidade da materia orgánica (Iglesias et al., 2008). A respiración microbiana é proporcional á cantidade de materia orgánica biodispoñible e a súa medida é probablemente a máis estendida para o seguimento do proceso de compostaxe (Barrena et al., 2006), mentres que a actividade dehidroxenasa úsase cada vez máis co mesmo fin debido á súa correlación coa respiración (Tiquia, 2005; Barrena et al., 2008). O compost CB é o que presentou o maior valor de respiración microbiana (Táboa 85). Segundo Brinton et al. (1995), o valor máximo para considerar un compost estable está nunha liberación de  $CO_2$  entre 2 e 8  $mg\ C-CO_2\ g\ MO^{-1}\ día^{-1}$ , mentres que un valor menor de 2

mg C-CO<sub>2</sub> g MO<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> correspondería a compost altamente estables. Segundo isto, o compost CB sería considerado estable, e os vermicompost VB e VP1 serían moi estables. A actividade dehidroxenasa deu resultados equivalentes aos da respiración, sinalando tamén aos vermicompost como máis estables que o compost CB. No experimento descrito no apartado 4.3. observouse que a actividade dehidroxenasa durante a compostaxe de bagazo esgotado permanece en valores máis altos, en torno a 1500 mg TPF kg<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup>, aínda despois de cinco meses (Táboa 38), polo que o tratamento de vermicompostaxe parece ter un efecto positivo sobre a estabilización da materia orgánica.

Táboa 85. Actividade biolóxica dos compost e vermicompost de bagazo. DHA: actividade dehidroxenasa.

	Respiración mg C-CO <sub>2</sub> g MO <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>	DHA mg TPF kg <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>
CB	2,27	2229
VB	0,21	280
VP1	0,24	290

#### 4.5.4. Fitotoxicidade

Xa se comentou anteriormente a importancia da fitotoxicidade como indicativo da falta de madurez en compost, polo que para avaliar este aspecto realizáronse diversas probas con plantas.

Táboa 86. Resultados do test de xerminación con extractos de compost e vermicompost de bagazo. PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

		PX	L	GI
CB	Cebada	83	84	70
	Berro	97	99	95
	Herba de Vigo	128	119	152
VB	Cebada	90	81	73
	Berro	100	73	73
	Herba de Vigo	106	126	133
VP1	Cebada	69	83	57
	Berro	89	170	151
	Herba de Vigo	100	107	107

Na Táboa 86 amósanse os resultados obtidos no test de xerminación con tres especies: cebada (*Hordeum vulgare* L.), herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.) e berro (*Lepidium sativum* L.). Observouse que os compost CB e VP1 non foron fitotóxicos para berro e herba de Vigo, pero foron moderadamente fitotóxicos para a cebada, mentres que o vermicompost VB foi moderadamente fitotóxicos para berro e cebada, e non o foi para herba de Vigo.

Pola súa banda, na Táboa 87 amósanse os resultados do test de xerminación modificado mediante a imbibición previa das sementes no extracto. Tendo en conta os límites de fitotoxicidade, o vermicompost VP1 sería moderadamente fitotóxico para a cebada e moi fitotóxico para a herba de Vigo; o compost CB sería moderadamente fitotóxico para a herba de Vigo e moi fitotóxico para a cebada; e o vermicompost VB sería moderadamente fitotóxico para cebada e herba de Vigo. Os resultados obtidos con esta modificación coinciden mellor coas análises químicas, que indicaban unha maior cantidade de substancias fitotóxicas (ácidos orgánicos e compostos fenólicos) no compost CB (Táboa 73), o cal sen embargo non se observou nos resultados do test de xerminación sen imbibición (Táboa 86). Os resultados desfavorables para unhas especies e favorables para outras deberán ser obxecto de maior estudio, pero parece claro que as substancias fitotóxicas presentes afectaron en menor medida ao berro que ás outras dúas especies empregadas.

Táboa 87. Resultados do test de xerminación con imbibición con extractos de compost e vermicompost de bagazo. PX: porcentaxe de xerminación con respecto ao control; L: lonxitude media da raíz con respecto ao control; GI: índice de xerminación.

		PX	L	GI
CB	Cebada	44	60	26
	Berro	80	106	85
	Herba de Vigo	63	88	54
VB	Cebada	72	87	64
	Berro	100	106	106
	Herba de Vigo	78	81	61
VP1	Cebada	65	109	71
	Berro	85	111	94
	Herba de Vigo	65	66	41

Os test de xerminación son probas de toxicidade que en moitos casos non están calibradas para compostos concretos, posto que a súa principal vantaxe radica no feito de que poden responder á combinación de varios factores fitotóxicos. Sen embargo, fixéronse algúns intentos para determinar os limiares de fitotoxicidade nas condicións experimentais dos test para algúns

metais pesados e substancias orgánicas. Na Táboa 88 resúmense os resultados obtidos por Villada et al. (2007) e Paradelo et al. (2008a). A cantidade de ácido acético presente no compost CB é suficiente por si soa para provocar unha resposta fitotóxica importante nas condicións dos test de fitotoxicidade empregados. Pola contra, as cantidades de cobre non serían causantes de fitotoxicidade, pois a súa concentración nos extractos acuosos dos compost é moi baixa. Os resultados destas probas demostran que poden existir nos compost e vermicompost substancias sen degradar ou produtos intermedios de degradación, que presenten propiedades fitotóxicas para algunhas especies, posto que a fitotoxicidade neste caso non se pode atribuír nin a unha elevada salinidade nin á presenza de metais pesados en cantidades excesivas.

Táboa 88. Limiares de fitotoxicidade para metais e compostos orgánicos solubles en auga (Villada et al., 2007; Paradelo et al., 2008a) e concentracións ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) nos compost e vermicompost de bagazo. nd: non detectado

	Ácido acético	Cu	Pb	Zn
CB	2749	3,7	nd	nd
VB	nd	3,1	nd	nd
VP1	nd	†	†	†
Toxicidade	100	10	25	50

† non determinado

Os test de xerminación con extractos presentan numerosas vantaxes, pero tamén algúns problemas. Os test de crecemento directo son tamén moi utilizados para a avaliación da toxicidade, e por exemplo, a Axencia Alemana para a Calidade do Compost (FCQAO, 1994) usa os rendementos en materia fresca de cebada de mesturas de compost e un substrato control ao 25% como índice de fitotoxicidade: se unha destas mesturas dese lugar a valores de produtividade menores do 90% con respecto ao control, o compost considerárase fitotóxico. O mesmo valor de rendimento para mesturas ao 50% permite discriminar entre materiais adecuados ou non para elaboración de substratos para horticoltura. Na Táboa 89 amósanse os resultados do test da cebada (FCQAO, 1994) para os compost. En todas as mesturas de compost e substrato as porcentaxes de xerminación ao final do experimento (décimo día) superaron o 79%. A produtividade das mesturas ao 25%, tanto en peso seco como en peso fresco, foi igual ou superior á do substrato comercial. Nas mesturas ao 50%, a produtividade foi inferior á das mesturas ao 25%, o que pode atribuírse a un atraso na xerminación e o desenvolvemento máis acentuado nestas, pero aínda así a produtividade das mesturas con CB e VP1 foi superior á do substrato control. Estes resultados son indicativos de que ningún dos compost sería fitotóxico, e que CB e VP1 poderían incluso ser utilizados na elaboración de substratos.

Táboa 89. Resultados do test de cebada con compost e vermicompost de bagazo.

		Xerminación (%)			Produtividade (g)			
		día 3	día 7	día 10	peso fresco	% control	peso seco	% control
Substrato		15	93	97	6,392	100	0,459	100
VP1	25%	59	97	99	7,797	122	0,564	123
	50%	52	85	85	6,929	108	0,471	103
CB	25%	25	97	99	6,649	104	0,600	131
	50%	37	95	95	7,094	111	0,500	109
VB	25%	35	93	94	6,718	105	0,480	105
	50%	61	78	79	4,726	74	0,351	77

Nas mesturas dos compost con turba (Táboa 90) obtivéronse tamén elevadas porcentaxes de xerminación (superiores ao 81%). Todos os compost melloraron o rendemento da turba, mesturados tanto ao 25% como ao 50%, chegando nalgúns casos a duplicarse a produtividade. Este efecto débese sen dúbida á corrección do pH ácido da turba (3,9; Táboa 51) tras a adición dos compost, todos eles con pH entre 7 e 8 (Táboa 66), así como ao aporte de nutrientes para as plantas nos que a turba é moi pobre (Barral et al., 2007b).

Táboa 90. Resultados dos ensaios de substitución de turba con compost e vermicompost de bagazo.

		Xerminación (%)			Produtividade (g)			
		día 3	día 7	día 10	peso fresco	% control	peso seco	% control
Turba		20	94	95	2,621	41	0,184	40
CB	25%	55	99	99	4,136	65	0,348	76
	50%	60	87	92	3,398	53	0,308	67
VB	25%	77	94	97	4,736	74	0,392	85
	50%	33	97	97	3,279	51	0,310	68
VP1	25%	51	81	81	4,453	70	0,301	66
	50%	59	91	92	4,571	72	0,378	82

#### 4.5.5. Resumo

Podemos resumir este apartado dicindo que a compostaxe de bagazo esgotado de uva a mediana ou grande escala dá lugar a emendas orgánicas que se caracterizan por presentar contidos moi elevados de materia orgánica (>90%), pH neutro e baixa salinidade. As propiedades físicas serían adecuadas, aínda que non óptimas, para o seu uso en elaboración de substratos, e están en parte condicionadas pola elevada porcentaxe de sementes de uva que aparecen inalteradas no

compost final. Presentan un elevado poder fertilizante para potasio e fósforo, debido tanto a súa elevada concentración total como á súa alta dispoñibilidade. As concentracións de metais pesados son moi baixas, presentando como metal máis problemático o Cu, aínda que en concentracións que non impedirían a súa comercialización. O problema máis importante que podería limitar a utilización destes compost é a posible presenza de substancias fitotóxicas. Sen embargo, as probas de crecemento de cebada demostraron que estes compost serían utilizables na elaboración de substratos, alomenos mesturados ata un 50% con turba ou outros substratos.

En base a estes resultados, pódese dicir que os compost e vermicompost producidos son globalmente adecuados para o uso en restauración, que é o uso proposto para estes materiais na segunda parte desta Tese.

#### 4.6. RESUMO SOBRE AS PROPIEDADES FINAIS DOS COMPOST DE RESIDUOS VITIVINÍCOLAS

Para rematar esta parte, e en base aos resultados acadados nos experimentos dos apartados anteriores, discutiránse brevemente as propiedades máis relevantes dos compost producidos a partir de residuos vitivinícolas, en relación cos datos de outros investigadores e cos seus posibles usos.

Ao igual que todos os compost de residuos vitivinícolas descritos na bibliografía (Táboa 91), os compost estudados presentaron un pH próximo ou lixeiramente superior á neutralidade, e polo tanto axeitado de cara ao seu uso como emenda orgánica, xa que no rango de pH próximo á neutralidade (6-7,5) a dispoñibilidade de nutrientes é máxima. Por outra banda, de cara á súa aplicación agrícola, e en concreto no caso dos solos de Galiza, na súa maior parte ácidos ou moi ácidos, con escasa capacidade de cambio de catións, problemas de toxicidade por Al, e carga variable (Calvo de Anta et al., 1992), a utilización destes compost tería un efecto encalante que sería moi positivo, pois ademais de levar o pH a valores máis adecuados para o crecemento vexetal e a dispoñibilidade de nutrientes, reduciría a toxicidade por Al (ben por efecto do pH ou ben por complexación), e aumentaría a capacidade de cambio de catións, tanto por efecto directo da materia orgánica como polo incremento de pH, que induciría un incremento da carga variable do solo.

A condutividade eléctrica daqueles compost nos que se mesturaron lías e bagazo hidrolizado foi superior á dos compost e vermicompost de bagazo esgotado, que presentaron valores no rango habitual para estes materiais (Táboa 91). A compostaxe do bagazo hidrolizado e das lías de vinificación deu lugar en moitos casos a materiais con unha salinidade excesiva para o seu uso.

Os valores de materia orgánica total e carbono total foron moi elevados en todos os compost, o que indica a escasa evolución que se produce durante a compostaxe destes residuos. Os valores coinciden cos rangos dados por outros autores na bibliografía, o mesmo que as porcentaxes de N total, que están sempre en torno ao 2%. A maior parte do nitróxeno total atópase en formas non dispoñibles a curto prazo, polo que sería necesario agardar un tempo despois da súa adición a un solo de cultivo para que se produza a súa mineralización e evitar así o coñecido fenómeno da fame de N (Iglesias et al., 2008). Así, sería recomendable a adición dos compost de bagazo con antelación suficiente ao momento da sementeira; dous meses soen ser suficientes, segundo Domínguez (2003), a menos que se trate dun compost moi inmaturo. As relacións C/N dos compost oscilaron notablemente en función da composición dos residuos de iniciais, nun rango entre 16 e 28, no que tamén se atopan a maioría dos compost de residuos vitivinícolas descritos na bibliografía.



Táboa 91. Propiedades xerais dos compost de residuos vitivinícolas obtidos neste traballo en comparación con outros recollidos na bibliografía.

	pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )	MO (%)	C (%)	N (%)	C/N
Mesturas apartado 4.2	7,1-8,1	2,7-5,9	52-76	30-44	1,3-3,2	12-27
B	6,9	1,8	93,0	53,9	1,9	28
BHL	7,0	12,9	84,1	48,8	2,3	21
CB	7,2	0,48	95,0	55,1	2,5	22
VB	7,0	0,72	94,8	55,1	3,5	16
VP1	7,8	0,37	90,9	52,7	3,0	18
VP2	8,1	0,24	52,6	30,5	1,9	16
<b>Bibliografía</b>						
Compost de bagazo <sup>1</sup>	7,9	-	-	37,7	2,1	18
Compost de bagazo <sup>2</sup>	6,9	0,4	77,7	-	2,5	15
Compost de bagazo <sup>3</sup>	8,2	-	69,5	-	1,2	37
Compost de bagazo con escoballos <sup>4</sup>	7,5	-	90,2	-	3,7	14
Compost de bagazo sen escoballos <sup>4</sup>	7,5	-	91,7	-	3,8	14
Compost de bagazos e lodos de EDAR <sup>5</sup>	7,0	2,8	84,3	-	2,4	19
Compost de semente de uva <sup>6</sup>	6,9	1,2	53,8	-	1,2	26
Compost de bagazo esgotado e esterco <sup>7</sup>	7,4-8,1	2,3-2,8	74-82	43-48	2,9-4,1	11-16
Vermicompost de bagazo esgotado <sup>8</sup>	7,2	1,7	-	41,8	1,4	29
Vermicompost de bagazo esgotado <sup>9</sup>	6,8	0,8	-	34,4	1,6	22
Vermicompost de bagazo esgotado e lías <sup>9</sup>	7,3	1,6	-	28,0	2,0	14

<sup>1</sup> Ferrer et al. (2001); <sup>2</sup> Baran et al. (2001); <sup>3</sup> Díaz et al. (2004); <sup>4</sup> Moldes et al. (2007c); <sup>5</sup> Marhuenda-Egea et al. (2007); <sup>6</sup> Pardini et al. (2008); <sup>7</sup> Bustamante et al. (2008c); <sup>8</sup> Nogales et al. (2005); <sup>9</sup> Romero et al. (2007).

Os compost de residuos vitivinícolas estudados aquí presentaron concentracións moi variables de Ca e Mg totais, algo que tamén se observa nos datos recollidos da bibliografía (Táboa 92). As elevadas concentracións de P e K totais, sen embargo, foron menos variables entre os diferentes compost, e coincidiron bastante ben cos resultados na bibliografía. A única diferenza salientable en comparación coas concentracións de nutrientes de outros compost de residuos vitivinícolas foron as menores concentracións de Ca e Mg. A utilización das lías no compost BHL produciu un incremento dos contidos de Ca, P e K.

Táboa 92. Nutrientes totais dos compost de residuos vitivinícolas obtidos neste traballo en comparación con outros recollidos na bibliografía.

	Ca (%)	Mg (%)	K (%)	P (%)
B	0,26	0,10	1,5	0,19
BHL	1,7	0,08	3,5	0,41
CB	0,49	0,13	1,3	0,30
VB	0,67	0,15	1,1	0,31
VP1	0,87	0,21	2,3	0,29
VP2	2,6	0,87	2,0	1,2
Bibliografía				
Compost de bagazo <sup>1</sup>	-	-	1,9	0,28
Compost de bagazo <sup>2</sup>	2,9	0,49	1,4	0,34
Vermicompost de bagazo esgotado <sup>3</sup>	-	-	1,5	0,22
Compost de sementes de uva <sup>4</sup>	-	-	-	0,59
Compost de bagazo esgotado e esterco <sup>5</sup>	3,2-6,4	0,51-0,52	1,9-2,0	0,54-0,96

<sup>1</sup> Ferrer et al. (2001); <sup>2</sup> Díaz et al. (2004); <sup>3</sup> Nogales et al. (2005); <sup>4</sup> Pardini et al. (2008); <sup>5</sup> Bustamante et al. (2008c).

A compostaxe de residuos vitivinícolas deu lugar a compost de baixo risco ambiental canto aos contidos en metais pesados (Táboa 93), con un só problema de toxicidade potencial debida ao Cu (acentuado cando se compostaron lías de vinificación), que como é sabido ten a súa orixe no tratamento das viñas con fungicidas baseados en sulfato de cobre. Este é un problema que afecta tamén aos solos de viña, que en zonas de Galiza con longa tradición vitícola poden presentar concentracións de Cu moi por riba dos valores de 100 mg kg<sup>-1</sup> considerados fitotóxicos (Kabata-Pendias e Pendias, 1984), chegando por exemplo a valores por riba dos 200 mg kg<sup>-1</sup> (Arias et al., 2004). Canto ao risco de mobilización, hai que ter en conta que o Cu tende a unirse á materia orgánica formando complexos moi estables que reducen a súa dispoñibilidade. A cantidade de Cu asociado á materia orgánica pode superar o 50% do Cu total nas viñas de Galiza, mentres que as formas máis dispoñibles representan normalmente menos do 2% do total (Arias et al., 2004). Así, o Cu engadido ao solo tende a pasar a formas pouco móbiles, uníndose preferentemente á materia orgánica e a óxidos de Fe e Al (Arias-Estévez et al., 2007), polo que non é de agardar que o cobre presente nos compost de residuos vitivinícolas pase a formas dispoñibles cando se engada ao solo e represente un risco para as plantas ou as augas. De feito, a solubilidade en auga deste elemento nos compost foi moi baixa, aínda a pesar da súa orixe esóxena.

Táboa 93. Metais pesados totais dos compost de residuos vitivinícolas obtidos neste traballo en comparación con outros recollidos na bibliografía. nd: non detectado.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb
B	199	69	74	16	3,0
BHL	503	81	318	90	12
CB	252	124	105	19	nd
VB	498	33	154	17	nd
VP1	819	266	158	143	nd
VP2	5431	500	69	367	24
Bibliografía					
Compost de bagazo esgotado e esterco <sup>1</sup>	2497	53	30	62	-
Vermicompost de bagazo esgotado <sup>2</sup>	1028-1355	129-150	36-45	140-171	16-52

<sup>1</sup> Bustamante et al. (2008c); <sup>2</sup> Nogales et al. (2005).

Por outra banda, a madurez e a estabilidade do compost teñen unha enorme importancia en moitos sentidos. Así, cando o compost se vai usar para a elaboración de substratos, a súa estabilidade é fundamental para que as propiedades do substrato se manteñan constantes, e Bilderbarck et al. (2005) indicaron que a descomposición da materia orgánica no substrato pode dar lugar a variacións da porosidade e a capacidade de retención de auga como consecuencia do aumento de partículas finas. Por outra banda, un compost inmaturo producirá inmovilización de nutrientes (principalmente P e N), e conservará compostos fitotóxicos ou dará lugar á súa formación durante a súa descomposición, cos conseguintes efectos negativos sobre as plantas, unha situación especialmente grave cando o uso do compost é a elaboración de substratos, posto que nestes casos o compost utilízase en concentracións moi elevadas (ata o 50% e superiores). Na Táboa 94 amósanse algúns valores indicativos de madurez recollidos na abundante bibliografía sobre o tema, e os valores correspondentes nos compost de residuos vitivinícolas estudados.

Xa se viu que a relación C/N descende durante o proceso de compostaxe, pero o valor final depende da natureza do material compostado, aínda que normalmente se toman valores menores de 20 como indicativos de madurez. Posto que neste traballo se estudaron materiais de elevada porcentaxe de carbono, con escasa evolución, os parámetros de avaliación de madurez máis habituais, baseados na materia orgánica total ou a relación C/N demostraron non ser os máis útiles. Numerosos autores consideran que a materia orgánica soluble en auga é mellor indicador de madurez por ser esta a fracción máis accesible aos microorganismos (Zmora-Nahum et al., 2005; Said-Pullicino et al., 2007; Iglesias et al., 2008). Sen embargo, a relación Cs/Ns, determinada na fase acuosa, estivo bastante por riba dos valores guía para esta relación

atopados na bibliografía. Atendendo á relación Cs/N, todos os compost poderían considerarse maduros tras a finalización do proceso. Por outra banda, xa se descartou anteriormente a utilidade dos parámetros de humificación nos compost estudados aquí; en todo caso, e atendendo aos valores indicadores de madurez segundo a relación CH/CF, os compost nos que se determinou este parámetro poderían considerarse maduros.

Táboa 94. Parámetros indicativos de madurez e estabilidade dos compost de residuos vitivinícolas obtidos neste traballo en comparación con outros recollidos na bibliografía.

	C/N	Cs/Ns	Cs g kg <sup>-1</sup>	Cs/N	Amonio mg kg <sup>-1</sup>	Amonio/nitrato	CH/CF	Cel/Lig	ILG
Mesturas	12-27	-	1,4-3,5	0,06-0,17	9-478	†	-	-	-
B	28	19	9,1	0,48	12	0,1	2,3	0,07	0,87
BHL	21	1,6	8,1	0,35	5589	†	2,1	0,13	0,85
VP1	18	27	4,3	0,14	-	-	0,3	0,03	0,86
CB	22	25	13,3	0,53	114	0,9	0,8	0,08	0,82
VB	16	14	4,2	0,12	248	6,4	0,4	0,05	0,90
Valor guía	< 20	< 6	< 5	< 0,5	< 400	< 0,16	> 1,9	< 0,5	> 0,65
Referencia	1	2	3	4	5	6	7	8	9,10

<sup>1</sup> Iglesias e Pérez (1989); <sup>2</sup> Chanyasak et al. (1982); <sup>3</sup> García et al. (1992); <sup>4</sup> Mondini et al. (2006); <sup>5</sup> Zucconi e de Bertoldi (1987); <sup>6</sup> Bernal et al. (1998); <sup>7</sup> Iglesias e Pérez (1992); <sup>8</sup> Komilis e Ham (2003); <sup>9</sup> Inoko et al. (1979); <sup>10</sup> Melillo et al. (1989).

† Algúns valores non son calculables por ser o denominador cero.

Se consideramos a concentración de amonio para avaliar o grao de madurez, Zucconi e de Bertoldi (1987) estableceron un valor de 400 mg kg<sup>-1</sup> como o límite máximo para compost maduro. Practicamente todos os compost estudados aquí cumpren este límite, coa excepción xa comentada da mestura de bagazo e lías (BHL), na que se produciron temporalmente condicións de anaerobiose; hai que ter en conta que o amonio pode estar máis relacionado con aspectos puntuais relativos ao proceso que coa madurez do compost. A relación amonio/nitrato tamén foi proposta por algúns autores como indicativo de madurez, aínda que non hai acordo en canto aos valores de referencia: por exemplo para Bernal et al. (1998) o máximo estaría en torno a 0,16, mentres que Benito et al. (2003) establecen un valor de 1,9. En xeral, considérase que unha cantidade de nitrato maior que de amonio sería síntoma de madurez. Só o compost de bagazo esgotado cumpre esta condición, o que ven a demostrar o efecto negativo das lías as condicións de nitrificación, a través da creación de condicións de anaerobiose provocadas polo seu pequeno tamaño de partícula e alta humidade.

As medidas da actividade biolóxica indicaron claramente que os vermicompost foron máis estables que os compost (Táboa 95), aínda que todos tiveron valores adecuados de estabilidade. Por outra banda, tendo en conta que a definición de madurez aceptada pola maioría de autores implica a ausencia de efectos negativos sobre o desenvolvemento vexetal (Butler et al., 2001; Benito et al., 2003; Cooperband et al., 2003; Said-Pullicino et al., 2007), e que a maioría de usos potenciais do compost implican o seu contacto con plantas dun modo ou outro, está claro que a fitotoxicidade é un indicador de grande utilidade da calidade dun compost. Aínda que os resultados dos test de fitotoxicidade para os compost avaliados variaron notablemente, pode dicirse que polo xeral os compost e vermicompost de bagazo non foron fitotóxicos.

Táboa 95. Parámetros biolóxicos indicativos de madurez e estabilidade nos compost de residuos vitivinícolas estudados e valores de referencia recollidos na bibliografía.

	Respiración mg C-CO <sub>2</sub> g MO <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	DHA mg TPF kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	GI berro
B	-	1500	107
BHL	-	4600	60
VP1	0,24	290	151
CB	2,27	2229	95
VB	0,21	280	73
Valor guía	< 2	800	> 50
Referencia	1	2	3

<sup>1</sup> Brinton et al. (1995); <sup>2</sup> Benito et al. (2003); <sup>3</sup> Zucconi et al. (1985).

En todo caso, sempre que se trata de avaliar a madurez ou a estabilidade dun produto finalizado hai que ter en conta que todos os parámetros utilizados como indicadores aplícanse principalmente ao seguimento do proceso completo de compostaxe, xa que a utilidade destes parámetros reside na súa evolución no tempo e non nos seus valores concretos, que moitas veces son altamente dependentes do material inicial. Así, algúns autores sinalan a dificultade ou a imposibilidade de aplicar limiares concretos para diferentes compost (García et al., 1992; Cooperband et al., 2004; Goyal et al., 2005). Polo tanto, a pesar das moitas medidas posibles para avaliar a madurez e/ou a estabilidade en compost, ningunha delas pode ser utilizada universalmente debido á grande diversidade de materiais de partida do compost e de procesos de compostaxe (He et al., 1995).

Os resultados obtidos permítennos tamén avaliar se efectivamente o tratamento de vermicompostaxe tivo algún efecto positivo adicional sobre a compostaxe de residuos

vitivinícolas, pois agardábase que a aireación durante o proceso fose máis adecuadas para a descomposición en condicións óptimas.

Globalmente, os vermicompost de bagazo presentaron mellores propiedades que os compost de bagazo en varios aspectos, o que debe interpretarse como consecuencia da labor dos vermes. O efecto positivo do tratamento de vermicompostaxe nas propiedades físicas quedou demostrado por exemplo na maior cantidade de elementos finos, así como nunha mellor retención de auga. A práctica ausencia de fraccións maiores de 2 mm nos vermicompost (aparte das sementes) debe atribuírse á acción da *Eisenia foetida*, que favorece a redución do tamaño de partícula coa súa actividade escavadora e volteadora (Edwards, 1995).

Hai que indicar que, posto que se observou que a estabilización dos residuos da industria vitivinícola como o bagazo non pasa forzosamente por unha etapa termófila, o que non ten consecuencias negativas sobre o compost final, o requirimento de que o proceso de vermicompostaxe sexa levado a cabo a temperaturas inferiores a 30°C non resulta un impedimento para a estabilización adecuada deste tipo de residuos. Por outra banda, a actividade dos vermes permite manter unha humidade elevada no material en compostaxe (favorecedora da actividade biolóxica), impedindo ao mesmo tempo que o material entre en anaerobiose; de non ser así, un bagazo con unha humidade superior ao 50% tería dificultades para garantir unha adecuada difusión do osíxeno, como se observou nos experimentos de compostaxe en laboratorio.

Hai que resaltar o efecto acelerador da estabilización de residuos lignocelulósicos propiciado polo tratamento mediante vermicompostaxe, indicado xa por outros autores (Vinceslas-Akpa e Loquet, 1997; Romero et al., 2007). Os vermicompost presentaron menores relacións C/N e menores concentracións de carbono soluble, o que indicaría unha maior madurez con respecto aos compost. As medidas de respiración e actividade dehidroxenasa tamén indicaron unha maior estabilización dos vermicompost. Este é un efecto amplamente documentado na bibliografía, sendo consecuencia da redución do tamaño de partícula que provoca a actividade da *Eisenia foetida*, a cal incrementa as poboacións de microorganismos descompoñedores (Edwards, 1995; Manna et al., 2003; Nogales, 2004). Ademais, os vermicompost presentaron menores cantidades de compostos orgánicos potencialmente fitotóxicos.

O efecto sobre a composición elemental e outras propiedades químicas, como o pH e a condutividade eléctrica foi menos importante. As diferenzas nas concentracións de nutrientes e metais pesados non amosaron ningunha tendencia e polo tanto pódese dicir que non houbo efecto diferenciador do tratamento de vermicompostaxe neste aspecto.

---

APLICACIONES DE COMPOST DE BAGAZO DE  
UVA EN RESTAURACIÓN





## 1. PLAN DE TRABAJO

O obxectivo principal desta segunda parte foi avaliar a aplicación do compost de bagazo como emenda orgánica para a mellora das propiedades de residuos mineiros, procedentes da industria da lousa. Para acadar este obxectivo, despois dunha caracterización previa dos lodos de serrado de lousa, realizáronse mesturas de compost e vermicompost de bagazo cos lodos en diferentes proporcións, levando a cabo unha serie de experimentos en invernadoiro, laboratorio e campo, nos que se estudaron as propiedades das mesturas resultantes e a súa evolución, segundo o esquema que se representa na Figura 73. Os compost e vermicompost empregados son os estudados no apartado 4.5 da primeira parte da Tese.

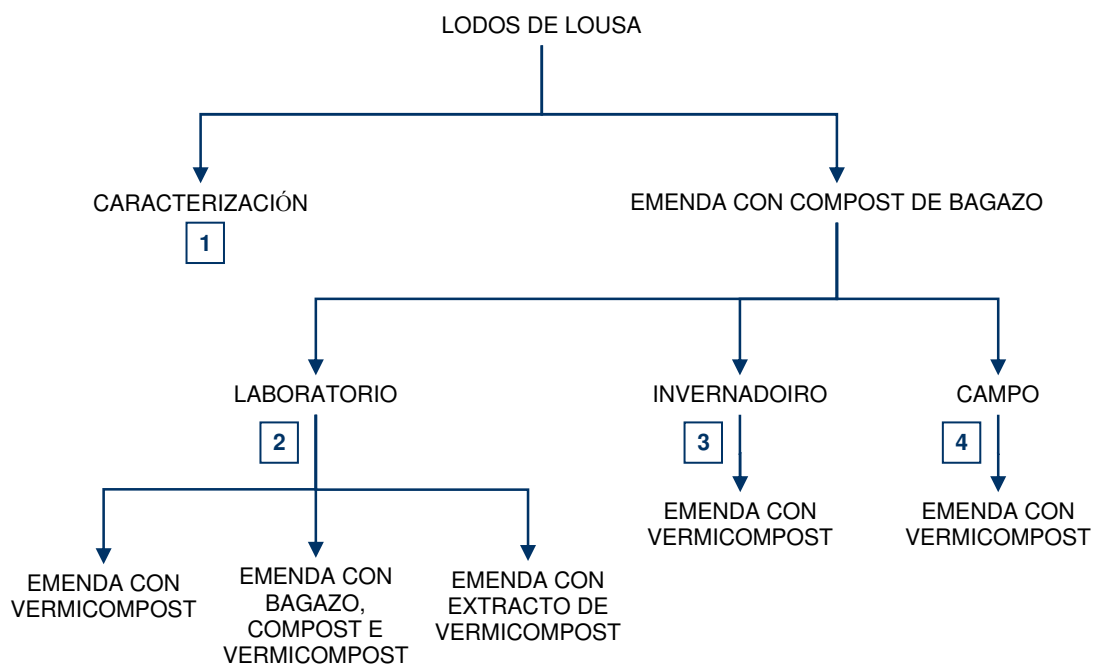


Figura 73. Esquema do plan de traballo da segunda parte da Tese.

1. Caracterización dos lodos de lousa. Realizouse unha extensa caracterización físico-química de catro mostras de lodos de serrado de lousa obtidos en explotacións da comarca de Valdeorras (Ourense) entre os anos 2004 e 2008.

2. Experimentos de laboratorio. Realizáronse tres experimentos de incubación en laboratorio. No primeiro mesturáronse os lodos de lousa con vermicompost de bagazo, e estudiáronse as propiedades físicas e bioquímicas das mesturas despois de corenta días de incubación. No segundo experimento mesturáronse lodos de lousa con bagazo de uva, compost de bagazo ou vermicompost de bagazo, e estudiáronse a evolución das propiedades químicas e bioquímicas, e

as propiedades físicas e fitotoxicidade das mesturas despois de tres meses de incubación. No terceiro experimento aos lodos de lousa engadíuselles un extracto acuoso de vermicompost, e estudiáronse as propiedades físicas e bioquímicas despois de tres meses de incubación.

3. Experimento de invernadoiro. Neste experimento mesturáronse os lodos de lousa con vermicompost de bagazo e avaliouse o crecemento de Herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.) en macetas en invernadoiro. Á finalización do experimento avaliáronse tamén as principais propiedades físicas, químicas e bioquímicas das mesturas.

4. Experimento de campo. Neste experimento realizáronse mesturas de lodos de lousa e vermicompost de bagazo, e incubáronse en condicións de campo nunha entulleira adxacente a unha nave de elaboración de lousa en Carballeda de Valdeorras (Ourense). Despois de trinta días estudiáronse as principais propiedades físicas das mesturas.

## 2. MATERIAIS

### 2.1. LODOS DE LOUSA

Os lodos de lousa orixínanse na etapa de refrixeración das máquinas de serrado dos bloques de lousa. A auga usada nestas serras arrastra as pequenas partículas de rocha formadas, pasando a un decantador no que se separa parte da auga do sólido; a auga recircúlase de novo para as serras, e o lodo pasa a un filtro-prensa onde se lle extrae máis auga ata saír como unha pasta (Figura 74).



Figura 74. Instalación para a decantación de lodos no Trigal (Carballeda de Valdeorras). De dereita a esquerda: filtro prensa, decantador e balsa.

Neste traballo empregáronse catro mostras de lodos de lousa procedentes de explotacións en Valdeorras. Tres das mostras de lodos foron facilitadas pola empresa IROSA, situada no Trigal, en Carballeda de Valdeorras (Ourense), a uns 620 m de altitude, nas coordenadas 42°23'10''N e 6°51'20''O (Figura 75). A mostra *Irosa 1* recolleuse directamente do filtro-prensa no mes de xaneiro de 2005. As mostras *Irosa 2* e *Irosa 3* recolléronse en xaneiro e marzo de 2006, nos terreos adxacentes ao filtro-prensa onde se depositan regularmente os lodos. A última mostra (*Anpeal*) tomouse na entulleira de ANPEAL (O Barco de Valdeorras, Ourense) en marzo de 2008 (Figuras 76 e 78). Esta entulleira é unha das maiores de Valdeorras e atópase situada na marxe do río Sil, a escasos metros do seu leito (Figura 76), a uns 340 m de altitude, nas coordenadas 42°24'57''N e 6°56'19''O.



Figura 75. Imaxe aérea das instalacións de Irosa no Trigoal (Carballeda de Valdeorras, Ourense). Fonte: Google Earth.



Figura 76. Imaxe aérea da entulleira de ANPEAL (O Barco de Valdeorras, Ourense). Fonte: Google Earth.

A mostra de lodos *Irosa 1* secouse ao ar antes do seu traslado ao laboratorio, debido á elevada humidade que presentan os lodos á saída do filtro-prensa (Figura 77). O resto de mostras estaban o suficientemente secas no momento da súa recollida para o seu manexo sen maiores dificultades. Unha vez no laboratorio, as mostras secáronse ao ar e foron homoxeneizadas mediante a redución mecánica do tamaño dos grandes agregados formados durante o secado, usando un mazo e un rolo, ambos de madeira. Finalmente, os lodos foron tamizados por 2 mm e almacenados.





Figura 77. Lodos de lousa producidos na nave de elaboración unha vez saídos do filtro-prensa (Carballeda de Valdeorras, Ourense).



Figura 78. Detalle da parte da entulleira de ANPEAL (O Barco de Valdeorras) na que se tomou a cuarta mostra de lodos.

A mostra *Irosa 1* utilizouse para a primeira incubación en laboratorio e o experimento de invernadoiro, a mostra *Irosa 2* usouse para o resto das incubacións en laboratorio, e a mostra *Irosa 3* para o experimento de campo. A mostra *Anpeal* recolleuse especificamente para realizar o ensaio de compactación.

## **2.2. COMPOST DE BAGAZO**

Nos experimentos de emenda dos lodos de lousa desta parte empregáronse o compost CB e o vermicompost VB (no segundo experimento de incubación en laboratorio), e os vermicompost elaborados por Ecocelta VP1 (no primeiro experimento de incubación en laboratorio e no experimento de invernadoiro) e VP2 (no experimento de campo), todos eles descritos e caracterizados no apartado 4.5 da primeira parte desta Tese.

## **2.3. BAGAZO ESGOTADO**

No segundo experimento de incubación en laboratorio empregouse como emenda o bagazo esgotado descrito no apartado 4.1. da primeira parte desta Tese.

## **2.4. TÉ DE COMPOST**

Denomínase té de compost calquera extracto acuoso preparado a partir do contacto de compost con auga durante un tempo determinado (Bess, 2000; Carballo et al., 2005). As vantaxes que presenta fronte ao uso do compost sólido é que se pode incorporar na auga de rego ou como esprai foliar, ademais de que os seus efectos son inmediatos (Bess, 2000). Contén basicamente compostos solubles e microorganismos, pero tamén materia orgánica particulada. Os efectos supresivos de enfermidades dos extractos de compost están bastante documentados (Zhang et al., 1998; Al-Mughrabi, 2006) e afectan principalmente á parte aérea da planta, pero tamén a patóxenos do solo (Diáñez et al., 2006).

O té de compost, utilizado no terceiro experimento de incubación en laboratorio, preparouse a partires do vermicompost de bagazo VB. Para a súa preparación tomáronse 3,5 kg de vermicompost e sumerxíronse en nove litros de auga destilada, para acadar unha relación 1:1 (v:v), nun recipiente de PVC. A mestura mantívose aireada axitando diariamente durante dez días. Pasado este tempo separouse o sólido filtrando a través dunha tela, e o extracto de compost gardouse a 4°C.

### 3. METODOLOXÍA

#### 3.1. DESCRICIÓN DOS EXPERIMENTOS

##### 3.1.1. Experimentos de laboratorio

###### 3.1.1.1. *Incubación con vermicompost comercial*

Inicialmente realizouse unha incubación de pouca duración coa finalidade de estudar o comportamento físico e as propiedades bioquímicas dos lodos de lousa tras a súa emenda con un vermicompost de bagazo. Fixéronse mesturas dos lodos de lousa *Irosa 1* e o vermicompost VP1, nas seguintes proporcións: 4, 8 e 16% de vermicompost (peso seco). As mesturas dispuxéronse en bandexas de PVC, pecháronse con parafilm e incubáronse en estufa a 25°C durante corenta e cinco días. As mesturas mantivéronse con unha humidade en torno ao 70-80% da capacidade de campo, compensando regularmente as perdas de peso con auga destilada. Finalizado o experimento realizáronse as seguintes determinacións:

- auga útil
- condutividade hidráulica saturada
- distribución de tamaño de agregados en seco
- actividade dehidroxenasa
- carbono procedente de biomasa microbiana.

###### 3.1.1.2. *Incubación con bagazo, compost e vermicompost de bagazo*

A continuación levouse a cabo unha segunda incubación para ver se os resultados obtidos co vermicompost comercial se mantiñan cos compost preparados a pequena escala, e para ver as diferenzas con respecto á emenda con residuos frescos. Neste caso realizouse unha incubación máis longa e analizáronse un maior número de parámetros físicos, químicos e biolóxicos. Fixéronse mesturas dos lodos de lousa *Irosa 2* e o compost CB ou o vermicompost VB, nas mesmas doses que o experimento anterior. Para avaliar a posibilidade de emendar os lodos directamente con bagazo sen compostar, e observar as posibles diferenzas con respecto ao uso do compost, realizouse unha mestura co 8% de bagazo (peso seco). Uns tres kilogramos de cada mestura dispuxéronse en bandexas de PVC de dez centímetros de alto, pechadas con parafilm e con abundantes perforacións nos laterais, e incubáronse en estufa a 25°C durante noventa días. As mesturas mantivéronse con unha humidade en torno ao 70-80% da capacidade de campo, compensando regularmente as perdas de peso con auga destilada.

Antes de comezar o experimento e posteriormente cada trinta días ata rematar a incubación realizáronse as seguintes determinacións:

- pH
- C total
- N total
- N inorgánico asimilable
- nutrientes asimilables (Ca, Mg, K, e P)
- carbono biomasa
- actividade dehidroxenasa.

Unha vez finalizado o experimento realizáronse ademais as seguintes determinacións:

- carbono soluble
- carbohidratos solubles en auga quente
- fraccionamento de materia orgánica
- auga útil
- distribución de tamaño de agregados en seco
- estabilidade de agregados
- límites de Atterberg
- crecemento de cebada
- xerminación de herba de Vigo.

### ***3.1.1.3. Incubación con té de compost***

Este experimento dos lodos de lousa con té de vermicompost de bagazo o obxectivo tivo como obxectivo estudar a posibilidade de fertilizar directamente as superficies finais das entulleiras durante o proceso de hidrosembrado, engadindo extracto de compost na mestura, o que facilitaría enormemente os traballos de restauración. Por outra banda, existe a necesidade de coñecer as propiedades do té de compost, dado que se trata dun campo de estudo de interese crecente pero con unha carencia de coñecementos sobre a súa composición e características. Tomáronse 4 kg dos lodos de lousa e leváronse a capacidade de campo co té de compost, pasándose a mestura a unha bandexa de PVC que se incubou en estufa a 25°C durante 90 días. Os lodos mantivéronse con unha humidade en torno ao 80% da capacidade de campo compensando a perda de peso con auga destilada. Pasado este tempo realizáronse as seguintes determinacións:

- pH



- carbono total
- nitróxeno total
- carbono soluble
- actividade dehidroxenasa
- distribución de tamaño de agregados
- estabilidade de agregados en húmido
- auga útil
- límites de Atterberg.

### 3.1.2. Experimento de invernadoiro

Co fin de comprobar a capacidade do lodo para sustentar cultivos vexetais e a posible mellora das súas características mediante a adición dun material orgánico, levouse a cabo un experimento en macetas no invernadoiro da Facultade de Bioloxía da Universidade de Santiago entre os meses de febreiro e xuño do ano 2005. Realizáronse mesturas de lodos de lousa *Irosa I* e o vermicompost de bagazo VP1, en doses do 2%, 4%, 8% e 16% (peso seco), ademais do control. Unha vez preparadas as mesturas, enchéronse as macetas con 1,5 kg de cada unha, realizándose cada un dos tratamentos por cuadruplicado. As macetas humectáronse e trasladáronse ao invernadoiro onde se dispuxeron de maneira aleatoria. Unha vez dispostas as macetas no invernadoiro deixouse un tempo de equilibrio de trinta días, mantendo as mesturas húmidas, para que os dous compoñentes se mesturasen ben e para que comezase a mineralización da materia orgánica. Deste modo tamén se evita a posible inmovilización de nitróxeno que ten lugar nas primeiras semanas tras a adición de emendas orgánicas non moi ricas neste elemento.

Ao cabo dos trinta días realizouse a sementeira das macetas con herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.), a razón de tres sementes por centímetro cadrado. Escolleuse esta especie por ser de rápido crecemento e bastante utilizada en ensaios similares. Regáronse as macetas aproximadamente cada dous días, observándose certas dificultades no inicio da xerminación debido á escasa retención de auga na capa superficial das mesturas. Ao cabo de tres semanas fíxose un recuento das plantas que xerminaron, e ás cinco semanas fíxose a primeira corta das plantas, a catro centímetros da superficie, visto o seu rápido crecemento, acadando algunhas os vinte e cinco centímetros de altura. Transcorridas catorce semanas desde o comezo do experimento, antes de que a herba comezase a espigar, deuse por finalizado o ensaio, cortáronse de novo as plantas, e trasladáronse as macetas ao laboratorio. As mesturas das macetas secáronse ao ar e foron tamizadas por 2 mm, a excepción dunha fracción que se conservou a 4°C sen tamizar, e na que se realizaron as determinacións bioquímicas. As plantas secáronse a 60°C durante 24 horas e rexistrouse o seu peso.

Ademais da xerminación e a produtividade vexetal, ás mesturas realizáronselles as seguintes análises:

- pH en auga
- auga útil
- distribución de tamaño de agregados en seco
- límites de Atterberg
- carbono total
- nitróxeno total
- capacidade de cambio
- nutrientes asimilables (Ca, Mg, K e P)
- metais pesados asimilables
- carbono procedente de biomasa
- actividade dehidroxenasa.

### 3.1.3. Experimento de campo

Coa intención de observar os efectos da emenda sobre as propiedades dos lodos en condicións reais realizouse un experimento en campo na primavera de 2006, no que se emendaron os lodos de lousa *Irosa 3*, recollidos na propia explotación con dúas doses do vermicompost de bagazo VP2. As doses foron 60 e 120 t ha<sup>-1</sup>, a primeira unha dose típica en agricultura e a segunda, máis alta, unha dose propia de traballos de restauración. As mesturas de lodos e vermicompost realizáronse *in situ* sobre unha entulleira de lodos na nave de elaboración da empresa IROSA, situada en Carballeda de Valdeorras, e dispuxéronse en parcelas de 1 m<sup>2</sup> de superficie e 15 cm de altura seguindo o deseño aleatorio que se amosa na Figura 79, con tres réplicas por tratamento. A situación do sitio é a seguinte: 620 m de altitude, coordenadas 42°23'10"N e 6°51'20"O.

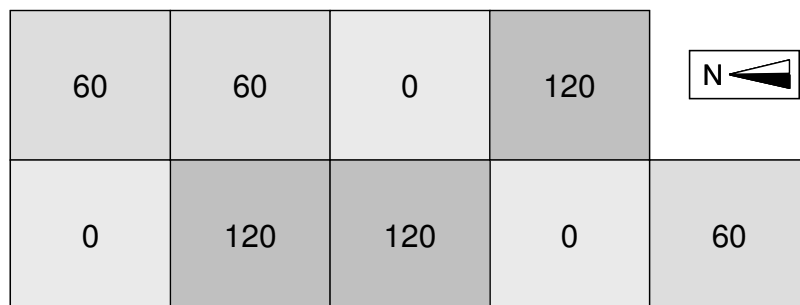


Figura 79. Deseño das parcelas do experimento de campo.



Figura 80. Parcelas do experimento de emenda de lodos de lousa con vermicompost de bagazo en campo.

Pasado un mes da mestura, tomouse unha mostra de cada unha das parcelas, e a continuación sementáronse con herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.), a razón de 3 sementes por cm<sup>2</sup>, regando a continuación. As mostras recollidas foron trasladadas ao laboratorio, secáronse ao ar e tamizáronse por 2 mm, realizándose-lles as seguintes análises:

- pH en auga
- carbono total
- condutividade hidráulica saturada
- curva de retención de auga
- auga útil

As condicións climáticas dos meses de abril e maio de 2006, con moi escasas precipitacións, impediron a xerminación das sementes e o experimento tivo que darse por finalizado sen que puidese determinarse o efecto da emenda sobre a produtividade vexetal en campo.

Para finalizar este apartado faise unha lista dos materiais utilizados nesta parte do traballo, especificándose en qué experimento se utilizou cada un deles (Táboa 96).

Táboa 96. Materiais utilizados nesta parte da Tese.

Experimento		Lodos	Emendas
Laboratorio	Incubación 1	Irosa 1	VP1
	Incubación 2	Irosa 2	VB, CB, bagazo
	Incubación 3	Irosa 2	Té de vermicompost
Invernadoiro		Irosa 1	VP1
Campo		Irosa 3	VP2

## 3.2. MÉTODOS DE ANÁLISE

### 3.2.1. Análise granulométrica

As partículas do solo clasifícanse en función do seu tamaño en tres fraccións: area (0,5-2 mm), limo (0,002-0,05 mm) e arxila (<0,002 mm), cada unha con diferentes propiedades físicas e químicas. As partículas máis grosas sepáranse por tamizado, mentres que a separación das fraccións máis finas segundo o seu tamaño realízase grazas á súa diferente velocidade de sedimentación nun medio líquido, en función da lei de Stokes. A análise granulométrica realizouse segundo o método descrito por Guitián e Carballas (1976).

#### *Procedemento*

Pesáronse 25 gramos de lodo seco ao ar e tamizado por 2 mm, e atacáronse con auga osixenada ao 6%, quecendo suavemente durante o tempo necesario ata a destrución da materia orgánica. A continuación engadíronse 50 mL de HCl 1N, para destruír os óxidos de Fe e Al e os carbonatos que poidan manter agregadas as partículas individuais, e agardouse 20 minutos, axitando de vez en cando. A suspensión resultante filtrouse e lavouse con auga destilada ata eliminación dos cloruros, o que se comprobou mediante o test de AgNO<sub>3</sub>, que consiste na adición dunhas gotas de disolución de AgNO<sub>3</sub> a unhas gotas do filtrado; a presenza de cloruros ponse de manifesto pola aparición dun precipitado branco de AgCl.

O sólido separado transferiuse a unha botella de 1 L e dispersouse con 20 mL de Calgón (disolución de hexametáfosfato e carbonato sódicos) en 400 mL de auga destilada, axitándose durante 2 horas; a continuación tamizouse en húmido por un tamiz de 0,050 mm para separar a area; esta fracción secouse en estufa a 105°C e pesouse. A fracción inferior a 0,050 mm transferiuse a unha probeta de 1000 mL, homoxeneizouse e deixouse decantar, collendo tres fraccións de 20 mL con unha pipeta Robinson, aos seguintes tempos: 30 segundos, 4 minutos e 48 segundos, e 8 horas. Estas alícuotas transferíronse a cápsulas de porcelana previamente taradas e secáronse en estufa a 105°C ata peso constante, pesáronse e o peso de cada fracción referiuse a un litro.

As porcentaxes de area, limo grosso e fino, e arxila obtivéronse do seguinte modo: a fracción recollida ás 8 horas contén a arxila; a diferenza en peso entre esta e a fracción recollida aos 4 minutos e 48 segundos permite calcular o limo fino; a diferenza con respecto á fracción recollida aos 30 segundos é o limo grosso. A area é a fracción que non pasou o tamiz de 0,05 mm. O limo grosso representa a fracción entre 0,05 e 0,02 mm; o limo fino entre 0,02 e 0,002 mm, e a arxila a fracción menor de 0,002 mm. A suma de todas as fraccións representa o total

das partículas inorgánicas do solo e debe ser próxima á cantidade de solo inicial. Os resultados expresáronse en porcentaxe sobre o total recollido.

#### *Reactivos*

- Auga osixenada (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 6%: 200 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ao 30% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido clorhídrico (HCl) 1N: 83 mL de HCl ao 37% lévanse a un litro con auga destilada.
- Disolución de nitrato de prata (AgNO<sub>3</sub>): 4,25 g de AgNO<sub>3</sub>, 0,05 g de NaCl e 1 mL de HNO<sub>3</sub> lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Calgón: 35,7 g de hexametáfosfato sódico (Na<sub>2</sub>O(NaPO<sub>3</sub>)<sub>12-13</sub>) e 7,94 g de carbonato sódico (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

#### **3.2.2. Arxila dispersable en auga**

A arxila dispersable en auga é a fracción da arxila que pode ser transportada a grandes distancias na auga da choiva, e considérase un criterio clave para a avaliación do risco de selado e de erosión por auga (Brubaker et al., 1992). Para avaliar esta fracción realizouse a análise granulométrica sen adición do dispersante sódico (Arias, 1994).

#### *Procedemento*

Para a dispersión en auga tomáronse 5 g de lodo seco ao ar e tamizado por 2 mm, e axitáronse con 25 mL de auga destilada durante unha hora. O resto do procedemento de análise é o mesmo que para a análise granulométrica (tamizado en húmido para as fraccións maiores de 0,050 mm e o método da pipeta para as menores). A diferenza entre a arxila dispersada con Calgón e a dispersada en auga (AC) pode utilizarse como un test de estabilidade, de modo que a estabilidade é maior canto maior sexa a diferenza entre as dúas fraccións arxila (Arias, 1994):

$$AC = (\% \text{ arxila dispersada en Calgón}) - (\% \text{ arxila dispersada en auga})$$

#### **3.2.3. Humidade**

A humidade determinouse por secado das mostras ata peso constante en estufa a 105°C. Expresouse en gramos de auga por 100 gramos de materia seca, como é habitual na análise de solos.

### 3.2.4. Cor

A cor determinouse mediante comparación directa da mostra seca ao ar e tamizada por 2 mm co atlas de cor Munsell (Munsell Color Company, 2000), segundo se describe no apartado 3.2.6.

### 3.2.5. Densidade real

A densidade real é a densidade das partículas dun material, sen considerar o volume ocupado por poros. Determinouse mediante o método do picnómetro, segundo se describe en Guitián e Carballas (1976).

#### *Procedemento*

Cinco gramos de mostra tamizada por 2 mm, seca a 105°C e moída introducíronse nun picnómetro de 25 mL e pesouse o conxunto. Engadiuse tolueno e pasouse o picnómetro a un desecador conectado a unha bomba de vacío, onde se deixou durante 20 minutos para a extracción do ar. A continuación enrasouse o picnómetro con tolueno e pesouse de novo. Pesouse tamén o picnómetro baleiro e o picnómetro cheo de tolueno. A densidade real ( $D$ ) calculouse mediante a expresión seguinte:

$$D = \frac{m_s - m_p}{m_t - (m_{st} - m_s)} \cdot \rho_t$$

na que  $m_s$  é o peso do picnómetro coa mostra,  $m_p$  é o peso do picnómetro baleiro,  $m_t$  é o peso do picnómetro cheo de tolueno,  $m_{st}$  é o peso do picnómetro co solo saturado de tolueno, e  $\rho_t$  é a densidade do tolueno. A densidade real expresouse en  $\text{Mg m}^{-3}$ .

#### *Reactivos*

- Tolueno ( $\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$ ).

### 3.2.6. Densidade aparente

A densidade aparente é a relación entre o volume do solo seco en estufa e o seu volume aparente, que inclúe o volume das partículas e os ocios entre elas. Na maioría dos solos minerais, o seu valor oscila entre 1,0 e 1,7  $\text{Mg m}^{-3}$ . É unha propiedade dinámica e moi relacionada coa estrutura. Valores altos implican solos con baixa porosidade, infiltración, condutividade

hidráulica e capacidade de retención de auga, ademais de dificultades para a penetración das raíces no solo.

#### *Procedemento*

Determinouse tomando unha cantidade de mostra seca ao ar e tamizada por 2 mm con unha camisa cilíndrica de aceiro tarada e pesando o seu contido. A altura da camisa son 40 mm e o seu diámetro 57 mm, polo que o seu volume é de 100 cm<sup>3</sup>. A densidade aparente calculouse dividindo a masa de mostra contida no cilindro entre o volume do cilindro, e expresouse en Mg m<sup>-3</sup>.

### **3.2.7. Porosidade total**

A porosidade total é a o volume ocupado por poros con respecto ao volume total do solo. É o mellor indicador da estrutura do solo nun momento dado e proporciona información esencial sobre as propiedades físicas que aseguran a nutrición hídrica das plantas e a respiración das súas raíces. A capacidade de almacenamento de gases e líquidos dun solo vén dada pola porosidade total, e a capacidade de transmisión pola morfoloxía, continuidade e interconexión dos poros, acadándose a transmisión óptima cando existen poros nun rango amplo de diámetros.

#### *Procedemento*

A porosidade ( $P$ ), expresada en porcentaxe con respecto ao volume total, determinouse a partires dos datos de densidade real e aparente, usando a seguinte relación:

$$P = 100 \cdot \frac{D - D_a}{D}$$

sendo  $D$  a densidade real e  $D_a$  a densidade aparente.

### **3.2.8. Distribución de tamaño de agregados**

A distribución de tamaño de agregados úsase para describir a estrutura do solo. O grao no que un solo cumpre as súas funcións depende en gran parte da súa estrutura, determinada pola agregación das partículas primarias para constituír partículas secundarias, e os poros que existen dentro e entre elas. As partículas primarias inclúen grans minerais e fragmentos de materia orgánica derivada da flora e fauna do solo, e as partículas secundarias son asociacións de

partículas primarias. A estrutura é unha propiedade tipicamente edáfica que permite diferenciar un solo dun material xeolóxico (Porta et al., 2003). Defínese en termos de organización (disposición espacial das partículas e poros do solo), potencial de rexeneración (capacidade de rexeneración dos procesos se a estrutura é alterada) e estabilidade (natureza e intensidade das unións entre partículas elementais que manteñen a arquitectura do solo). Importantes propiedades do solo, como a súa porosidade, a capacidade de retención de auga ou a permeabilidade, veñen determinadas por esta disposición e pola forza de unión entre agregados.

### *Procedemento*

A distribución de tamaño dos agregados determinouse mediante tamizado en seco (Burke et al., 1986). Tomáronse uns 250 g de mostra seca ao ar, e tamizáronse durante dez minutos nunha torre formada polos seguintes tamices: 4 mm, 2 mm, 1 mm, 0,500 mm e 0,250 mm, nun axitador mecánico (Orejas y Maillo S.A., Oviedo). Cada fracción recolleuse por separado e pesouse, expresándose os resultados en porcentaxe de cada fracción sobre o total.

A partir dos resultados do tamizado calculáronse as medias aritmética e xeométrica do diámetro, parámetros indicativos do grao de agregación, segundo as expresións descritas por Barral et al. (2007a). A media aritmética (AMD) calculouse mediante a ecuación:

$$AMD = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i w_i)}{\sum_{i=1}^n w_i}$$

onde  $x_i$  é o diámetro medio equivalente para cada fracción de agregados, e  $w_i$  é o peso das partículas desa fracción. A media xeométrica (GMD) calculouse mediante a ecuación:

$$GMD = \sqrt[N]{\prod_{i=1}^n x_i^{w_i}}$$

onde  $N$  é o peso total de todos os agregados, e  $x_i$  e  $w_i$  teñen o mesmo significado que na ecuación anterior.

Como valor indicativo da fragmentación, determinouse a dimensión fractal ( $D$ ) usando a seguinte ecuación:

$$N_{>x} = k(x)^{-D}$$



na que  $N_{>x}$  é a cantidade acumulada (en número) de agregados maiores que  $x$ , e  $k$  é unha constante, relativa ao número de fragmentos por unidade de volume. O valor de  $D$  obtívose da pendente da recta de regresión de  $\log N_{>x}$  contra  $\log x$ , asumindo que os agregados teñen forma cúbica e densidade constante (Perfect e Kay, 1991).



Figura 81. Axitador mecánico de tamices (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

### 3.2.9. Estabilidade de agregados

A estabilidade dos agregados refírese á capacidade dos agregados para resistir a ruptura cando se lle aplican forzas externas, polo xeral asociadas coa auga. Afecta á erosión, ao movemento da auga e ao crecemento das raíces no solo. Os agregados desexables son estables fronte á choiva e o movemento da auga. Aqueles que son destruídos en auga ou se disgregan cando son golpeados polas gotas de choiva liberan partículas individuais que poden selar a superficie do solo e taponar os poros. Esta ruptura cando o solo se seca crea costras que impide o paso da auga e o ar, e impiden a emerxencia das plántulas.

A estabilidade de agregados en auga úsase para describir a estabilidade estrutural do solo, é dicir, a súa capacidade para manter a distribución do tamaño de agregados fronte a forzas externas, e refírese á súa resistencia á ruptura pola auga e pola manipulación mecánica. O proceso de humectación dos agregados pode provocar a súa ruptura por diversos mecanismos. A hidratación dos ións interlaminares pode forzar a separación das láminas de arxila; algúns dos

materiais que serven de unión entre os agregados son solubles e disólvense en contacto coa auga; por último, a auga forza a saída dos gases que ocupan os poros ou que están adsorbidos sobre as superficies do solo, incrementando a presión no interior dos agregados e provocando a súa ruptura (Kemper e Rosenau, 1986). A estabilidade dos agregados do solo fronte a forzas externas determina a súa sensibilidade ao selado e a erosión (Le Bissonnais, 1996), e a súa habilidade para almacenar carbono a través da protección física das moléculas orgánicas (Jastrow e Miller, 1997). A estabilidade de agregados está afectada por varios factores (Benito e Díaz-Fierros, 1992; Barral et al., 1998; Bronick e Lal, 2005):

- Textura.
- Tipo de arxila predominante: algunhas arxilas expándense ao absorber auga, favorecendo a formación de agregados no proceso de expansión-retracción.
- Fe extraíble: os solos con un alto contido en óxidos de Fe tenden a ter maior estabilidade de agregados, como consecuencia da súa acción cementante.
- Catións no complexo de cambio: os ións Ca asociados coa arxila polo xeral favorecen a agregación, mentres que os ións Na favorecen a dispersión da arxila.
- Cantidade e tipo de materia orgánica: os solos con máis materia orgánica teñen maior estabilidade de agregados.
- Tipo e tamaño das poboacións microbianas: os microorganismos do solo producen moitos tipos de compostos orgánicos, algúns dos cales contribúen a manter a cohesión dos agregados. O crecemento de micelios fúnxicos une as partículas de forma máis efectiva que os organismos pequenos, tales como as bacterias.

Os compoñentes orgánicos do solo asócianse coas partículas de arxila maioritariamente mediante fenómenos de adsorción a superficies, dando lugar aos complexos arxilo-húmicos. Dado que os anións orgánicos son repelidos polas superficies cargadas negativamente das arxilas, estes complexos establécense só cando existen catións polivalentes no complexo de cambio. Ao contrario que os catións monovalentes, estes son capaces de manter a neutralidade das superficies neutralizando ao mesmo tempo a carga da arxila e os grupos funcionais ácidos da materia orgánica. Os principais catións responsables deste fenómeno son  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$  e  $\text{Al}^{+3}$ . Tamén actúan outras forzas, como pontes de hidróxeno entre os grupos polares da materia orgánica e as moléculas de auga adsorbidas sobre as arxilas ou os osíxenos da superficie dos silicatos (Bohn et al., 1993).

### *Procedemento*

Para a súa determinación usouse unha modificación do método do tamizado en húmido descrito por Kemper e Rosenau (1986). Uns 50 g de mostra seca ao ar pasáronse polos tamices de 2 e 1

mm, para obter a fracción 1-2 mm. Uns 50 g de agregados desta fracción humectáronse a -3 cm de succión dispoñendoos sobre unha tela húmida nun desecador conectado a unha bomba de vacío. A continuación 10 g destes agregados repartíronse homoxeneamente sobre un tamiz de 250  $\mu\text{m}$ , que se colocou nun recipiente con auga ata a superficie do tamiz. Deixouse que os agregados se humectasen durante cinco minutos. A continuación o tamiz moveuse arriba e abaixo na auga durante tres minutos a un ritmo de 30 oscilacións por minuto, sendo cada oscilación de 37 mm. Os agregados que quedaron no tamiz transferíronse a cápsulas de porcelana e determinouse o peso seco en estufa a 105°C. Para determinar qué parte do material retido no tamiz de 1 mm corresponde a partículas primarias, dispersáronse os agregados obtidos neste tamizado en húmido nunha disolución de Calgón, axitando durante dúas horas, e tamizouse por 0,250 mm en húmido. As partículas retidas no tamiz transferíronse a cápsulas de porcelana, secáronse en estufa e pesáronse.

A porcentaxe de agregados estables calculouse segundo a seguinte fórmula:

$$\text{Estabilidade} = 100 \cdot (B - C) / (A - C)$$

onde  $A$  é o peso de dez gramos de agregados secos en estufa,  $B$  o peso seco dos agregados que resistiron o tamizado en húmido, e  $C$  o peso das partículas retidas no tamiz despois da dispersión con Calgón.

#### *Reactivos*

- Calgón: 35,7 g de hexametafosfato sódico ( $\text{Na}_2\text{O}(\text{NaPO}_3)_{12-13}$ ) e 7,94 g de carbonato sódico ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

#### **3.2.10. Curva de retención de auga**

Coñecer o valor da humidade do solo nun momento determinado non é suficiente para coñecer o estado da auga, sendo tamén necesario establecer a forza coa que está retida, por exemplo para valorar a súa dispoñibilidade para as plantas ou a posibilidade de movemento a través do solo. A primeira clasificación da auga do solo, realizada por Briggs e Shantz en 1897, estableceu tres tipos de auga: auga gravitacional, auga capilar e auga higroscópica, en función da súa forza de unión ao solo. O concepto de estado enerxético foi introducido máis tarde por Buckingham, en 1907, considerando que a auga do solo está sometida á acción de diversas forzas conservativas (Porta et al., 2003). O estado enerxético da auga do solo dá unha idea sobre a súa dispoñibilidade. Dado que a velocidade de circulación da auga no solo é moi baixa, a enerxía cinética pode considerarse cero, polo que só hai que ter en conta a enerxía potencial. Defínese o

potencial como a diferenza entre a enerxía da auga pura a T e P estándar e a enerxía da auga do solo, e expresa por tanto a cantidade de enerxía por unidade de cantidade de auga que hai que realizar para a transferencia isotérmica e reversible dunha cantidade infinitesimal de auga desde o estado estándar a un punto determinado (Porta et al., 2003). O conxunto de forzas que reteñen a auga do solo denomínase potencial de succión. É negativo e corresponde á suma dos potenciais osmótico e matricial. De sentido contrario é o potencial gravitacional, que tende a desprazar a auga do solo e por tanto é positivo. Cando o potencial de succión é maior que o gravitacional, a auga queda retida nos poros do solo, e cando é menor, a auga desprazase cara abaixo.

A curva de retención de auga é a relación entre o potencial matricial e o contido volumétrico de auga (Figura 82). A forma da curva depende da distribución do diámetro equivalente de poros. Na zona dos potenciais matriciais máis próximos a cero, a forma da curva dependerá dos macroporos, determinados pola estrutura do solo, mentres que os potenciais máis negativos dependerán da porosidade textural intraagregados. Así, a medida a potenciais baixos debe realizarse en mostras inalteradas, mentres que nos potenciais máis negativos non é tan importante, porque o potencial depende principalmente da textura.

A curva de retención de auga consta de tres partes facilmente diferenciáveis. A primeira parte de pendente constante, a valores baixos de presión, é a *zona de saturación capilar*, na que o solo permanece saturado debido á acción de forzas capilares. Cando se supera un determinado valor de presión os capilares empezan a baleirarse de auga como consecuencia da entrada de ar. Esta parte da curva é a *zona de desaturación*, que corresponde á parte de maior pendente, e remata no valor de humidade residual, no cal a auga dos poros é inamovible, pois está formando unha fina película sobre as partículas e agregados do solo. Esta última parte, na cal incrementos da presión de succión non producen cambios significativos na humidade, denomínase *zona de saturación residual* e nela o movemento da auga no solo ten lugar principalmente en fase vapor.

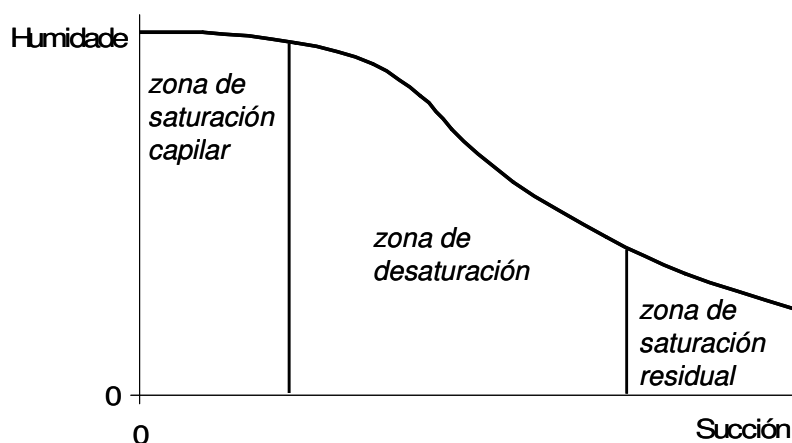


Figura 82. Exemplo de curva de retención de auga.

### Procedemento

A curva experimental de retención de auga construíuse determinando a humidade de equilibrio das mostras (<2 mm) ás seguintes presións de succión (todas as determinacións realizáronse por cuadruplicado):

Táboa 97. Equivalencias de unidades de presión de succión.

pF	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,2	3,5	3,7	4,2
bar	0,0032	0,01	0,032	0,1	0,32	1	1,6	3,2	5	15,5
MPa	-	0,001	0,0032	0,01	0,032	0,1	0,16	0,32	0,5	1,5
m	0,032	0,1	0,32	1	3,2	10	16	32	50	155
psi	-	-	-	1,45	4,5	14,5	23	45	75	225

Para determinar a humidade no punto de saturación, saturáronse as mostras con auga durante 24 horas e deixáronse drenar sobre un tamiz de 0,5 mm durante unha hora, pasáronse as mostras a cápsulas de porcelana e determinouse a súa humidade por secado en estufa a 105°C (Benito Rueda, 1988).

Os valores da humidade a pF 1 e 1,5 determináronse no leito de area (Reeve e Carter, 1991), descrito no apartado 3.2.5 da primeira parte, utilizando aneis de PVC preparados especialmente para estas medidas (Figura 83). Os aneis de PVC enchéronse coa mostra procurando no posible non alterar a súa estrutura, e saturáronse con auga durante 24-48 horas. A continuación transferíronse ao leito de area, tapándoos para previr a evaporación da auga, e equilibráronse á presión escollida. Unha vez acadado o equilibrio, transferíronse as mostras a cápsulas de porcelana taradas e determinouse a súa humidade por secado en estufa a 105°C.



Figura 83. Esquerda: aneis de PVC fabricados para a determinación de humidade en solos en leito de area; dereita: leito de area durante a medida (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

Para as presións maiores ( $pF \geq 2$ ) usáronse os extractores de membrana de Richards, segundo se describe en Guitián e Carballas (1976), que constan dunhas placas de porcelana sobre as que se colocan as mostras, e que se introducen no correspondente recipiente metálico conectado a unha bombona de ar (Figura 84). Este sistema permite someter as mostras saturadas con auga a distintas presións, acadando unha humidade de equilibrio coa enerxía de retención do solo. Este equilibrio establécese cando a perda de auga é inferior a 1 mL en 24 horas. A retención de auga a  $pF$  2 e 2,5 determinouse no extractor de baixa presión, que ten un límite de presión de 1 bar ( $pF$  3); a retención de auga a presións superiores ( $pF \geq 3$ ) determináronse no extractor de alta presión.



Figura 84. Extractores utilizados para a medida da capacidade de retención de auga: á esquerda extractor de baixa presión, e á dereita extractor de alta presión (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

As placas de porcelana humedecéronse previamente ao ensaio manténdoas sumerxidas en auga durante 48 horas. As mostras saturáronse con auga dentro de aneis de PVC sobre a placa de porcelana porosa (Figura 85), procurando que o contacto das mostras coa placa fose máximo, e mantendo sobre a placa unha capa de auga duns milímetros. Despois de 24 horas, introduciuse a placa coas mostras dentro do extractor correspondente, pechouse hermeticamente e aplicouse a presión desexada regulando a entrada de ar coa axuda do manómetro. Cando se acadou o equilibrio e por tanto as mostras deixaron de expulsar auga, cortouse a entrada de ar e liberouse a presión do interior do extractor mediante a válvula lateral. Unha vez igualada a presión abriuse o extractor, retirouse a placa de porcelana e transferíronse as mostras a cápsulas previamente taradas determinándoseles a humidade por secado en estufa a  $105^{\circ}\text{C}$ . Todos os resultados expresáronse en gramos de auga retidos por cen gramos de mostra seca.





Figura 85. Mostras saturándose na placa porosa para a determinación da capacidade de retención de auga (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

Os datos experimentais da curva de retención de auga axustáronse ao modelo de Van Genuchten, no que a humidade dun solo a unha presión de succión determinada vén dada pola seguinte expresión (Van Genuchten, 1980):

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{(1 + (\alpha \cdot s)^n)^m}$$

na que  $\theta$  é o contido de auga correspondente á presión de succión  $s$  (en metros),  $\theta_{sat}$  é a retención de auga a saturación, e  $\theta_r$ ,  $n$  e  $\alpha$  son os parámetros a axustar.  $\theta_r$  é a humidade residual;  $n$ ,  $m$  e  $\alpha$  son os parámetros que definen a forma da curva. O parámetro  $\alpha$  relaciónase inversamente co valor de entrada de ar, é dicir, a menor  $\alpha$  maior duración da zona de saturación. O parámetro  $n$  relaciónase coa distribución de tamaño de poro, sendo maior canto máis uniforme sexa esta; así, canto maior sexa o valor de  $n$ , maior será a pendente da zona de desaturación. Por último,  $m$  está relacionado coa asimetría da curva; valores altos deste parámetro corresponden a unha pendente elevada na zona de saturación residual (Sillers et al., 2001).

O modelo así descrito pode ser simplificado eliminando do axuste o parámetro  $m$ . Orixinalmente Van Genuchten incluíuno nos parámetros a estimar por regresión, pero observando que o modelo quedaba así sobredefinido para moitos solos, suxeriu a introdución de dúas simplificacións do modelo mediante relacións lineais para este parámetro. Na primeira delas, coñecida como restrición de Mualem,  $m$  viría definido pola relación

$$m = 1 - \frac{1}{n}$$

polo que a ecuación da curva de retención de auga quedaría como segue:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{\left[1 + (\alpha \cdot s)^n\right]^{1/n}}$$

Na segunda simplificación,  $m$  viría definido pola relación

$$m = 1 - \frac{2}{n}$$

e a ecuación da curva de retención sería a seguinte:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{\left[1 + (\alpha \cdot s)^n\right]^{2/n}}$$

Posteriormente, Vereecken et al. (1989), comparando estes modelos para 30 curvas pertencentes a solos de textura e propiedades variadas, introduciron un modelo adicional que melloraba case sempre os axustes proporcionados polas dúas simplificacións anteriores, e no que se lle daba a  $m$  o valor 1, quedando a ecuación para a curva de retención como segue:

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{1 + (\alpha \cdot s)^n}$$

Calculáronse tamén parámetros importantes para a descrición da curva, como son o punto de inflexión e a pendente no punto de inflexión, ambos usando os valores dos parámetros deducidos dos axustes da curva ao modelo coa restrición de Mualem. O valor da pendente e o punto de inflexión sinalan o tamaño de poro máis común, pois indican o punto no que a velocidade de baleirado dos poros (perda de humidade) é máxima, e a anchura do máximo da distribución, pois a maior pendente (negativa) menor dispersión do tamaño dos poros en torno ao máximo. A succión (en metros da columna de auga) correspondente ao punto de inflexión calcúlase a partires da seguinte expresión (Sillers et al., 2001):

$$s = \left[ \frac{n-1}{n \cdot m \cdot \alpha^n + \alpha^n} \right]^{(1/n)}$$

a partires da cal se calculou o valor de pF correspondente. A pendente da curva no punto de inflexión vén dada pola seguinte expresión:



$$Pendente = -\frac{\alpha \cdot m \cdot (m \cdot n + 1)^{(n \cdot m + 1/n)} \cdot (n - 1)^{(n - 1/n)}}{n^m \cdot (m + 1)^{m+1}}$$

O valor de humidade do punto de inflexión ( $\theta_i$ ), que segundo Dexter e Bird (2001) podería coincidir co valor óptimo de humidade para o manexo, calculouse mediante a seguinte expresión:

$$\theta_i = (\theta_{sat} - \theta_r) \cdot \left(1 + \frac{1}{m}\right)^{-m} + \theta_r$$

que só é válida cando se usa a restrición de Mualem para o axuste da curva de retención de auga. O valor máximo de humidade para o manexo ( $\theta_{UTL}$ , de *upper tillage limit*) calculouse segundo a expresión descrita por Dexter e Bird (2001):

$$\theta_{UTL} = \theta_i + 0,4 \cdot (\theta_{sat} - \theta_i)$$

### 3.2.11. Auga útil

A auga útil é a cantidade de auga que as plantas poden extraer do solo; defínese como a diferenza entre a humidade a capacidade de campo e no punto de marchitamento permanente. A capacidade de campo é a cantidade máxima de auga que pode almacenar un solo fronte á acción da gravidade; a auga en exceso pérdese por escorrentía ou infiltración. Habitualmente considérase que este punto corresponde a unha presión de 0,1 bar (pF 2) ou 0,33 bar (pF 2,5), e depende das características do solo. O punto de marchitamento permanente informa sobre a cantidade de auga retida no solo que non pode ser extraída polas plantas; corresponde ao valor límite da auga ligada e, por tanto, non absorbible polas raíces. Equivale a unha presión duns 15 bar (pF 4,2), pero varía segundo as especies vexetais. Tanto o valor da capacidade de campo como o do punto de marchitamento dependen do tipo de solo e das especies de plantas, que teñen diferente capacidade para extraer auga do solo (Forsythe, 1980), polo que non poden non ter sempre un significado biolóxico preciso (Wood, 1989).

#### *Procedemento*

Aplicando nas mostras unha presión de succión de 0,1 bar (pF 2) obtívose o valor da humidade a capacidade de campo, e aplicando unha presión de 15,5 bar (pF 4,2) obtívose o valor da

humidade no punto de marchitamento permanente, todo segundo o explicado no apartado anterior. A diferenza entre as dúas medidas é a auga dispoñible para as plantas ou auga útil. Os resultados expresáronse en gramos de auga retidos por cen gramos de mostra seca.

### 3.2.12. Distribución de tamaño de poros

O tamaño e volume dos poros inflúen de modo importante nas propiedades dos solos, especialmente na permeabilidade e a capacidade de retención de auga. Os poros clasifícanse tendo en conta a súa función e o seu tamaño, en macroporos, poros de transmisión, poros de almacenamento, e poros residuais. Os macroporos son os maiores de 1 mm de diámetro, e só transmiten auga cando o solo está saturado, pois noutras condicións estarían ocupados por ar. Os poros de transmisión son aqueles de diámetro entre 30  $\mu\text{m}$  e 1 mm, que drenan libremente a capacidade de campo, pero permiten a penetración das raíces; inclúen os poros entre agregados e entre partículas de area. Os poros de almacenamento, con diámetros entre 0,2 e 30  $\mu\text{m}$ , son os que reteñen auga dispoñible para as plantas, e son principalmente os poros internos dos agregados. Por último, os poros residuais son os máis pequenos, que conteñen auga non extraíble polas plantas, e consisten nos poros dos complexos da arxila. Ademais do seu efecto sobre a permeabilidade e a capacidade de retención de auga, a porosidade inflúe nas propiedades biolóxicas do solo: por exemplo, as raíces das plantas non poden penetrar en poros de diámetros menores de 100  $\mu\text{m}$ , mentres que os poros menores de 1  $\mu\text{m}$  non son accesibles ás bacterias. Por outra banda, tamén é habitual a división dos poros segundo a clasificación de Luxmoore (1981), denominándose macroporos aos de radio equivalente maior de 1 mm (equivalente a pF 0,5), mesoporos a aqueles entre 10  $\mu\text{m}$  e 1 mm (pF 0,5-2,5), e microporos aos menores de 10  $\mu\text{m}$ .

#### *Procedemento*

A distribución de tamaño de poro pode deducirse a partir dos datos experimentais da curva de retención de auga, ou por derivación dos parámetros obtidos tras o seu axuste ás ecuacións de Van Genuchten. En calquera caso, primeiro transformáronse os valores de succión en radio equivalente ( $r$ ) do maior poro cheo de auga, a partir da ecuación de ascenso capilar (Bear, 1972):

$$r = \frac{2\gamma \cos \beta}{\rho g h}$$

onde  $\gamma$  é a tensión superficial da auga (72,75 mJ m<sup>-1</sup> a 20°C),  $\beta$  é o ángulo de contacto, que se toma como 0°,  $\rho$  é a densidade da auga (0,9982 Mg m<sup>-3</sup> a 20°C),  $g$  é a aceleración da gravidade (9,8 m s<sup>-2</sup>), e  $h$  é a presión en metros, calculada a partir dos valores de pF segundo a relación:

$$pF = \log(100h)$$

Para a determinación da distribución a partir dos valores experimentais, transformáronse os valores de humidade de cada punto da curva en porcentaxes de saturación relativa (porcentaxe de humidade con respecto á humidade de saturación), e representáronse fronte ao radio de poro equivalente.

Para o trazado da función distribución de tamaño de poro  $f(s)$ , que se realiza a partir do axuste da curva de retención ao modelo de Van Genuchten, utilizouse a seguinte expresión (Sillers et al., 2001):

$$f(s) = \frac{mn\alpha(\alpha s)^{n-1}}{[1 + (\alpha s)^n]^{m+1}}$$

onde  $m$ ,  $n$ , e  $\alpha$  son os valores correspondentes para os parámetros do axuste da curva usando a restrición de Mualem, e  $s$  é a succión en metros. Representouse  $f(s)$  fronte ao radio de poro equivalente.

### 3.2.13. Condutividade hidráulica saturada

A condutividade hidráulica saturada é unha medida da permeabilidade dun solo ou material. Mide a velocidade á cal un solo drena o exceso de auga e, por tanto, é inversa a facilidade que ten para encharcarse. Depende da distribución de tamaño de partícula, da estrutura, da mineraloxía, do contido en materia orgánica, e do contido en sales e en sodio cambiante. Os materiais clasifícanse en función da súa condutividade hidráulica nas clases descritas na Táboa 98 (O'Neal, 1952).

#### *Procedemento*

A condutividade hidráulica saturada determinouse segundo o método descrito por Klute e Dirksen (1986), nun permeámetro de altura constante, que se amosa na Figura 86 (o funcionamento do sistema esquematízase na Figura 87).

Táboa 98. Clases de permeabilidade en función da condutividade hidráulica saturada (O'Neal, 1952).

	mm h <sup>-1</sup>	m s <sup>-1</sup>
Moi lenta	< 1,25	< 3,5·10 <sup>-7</sup>
Lenta	1,25 - 5,0	3,5·10 <sup>-7</sup> - 1,4·10 <sup>-6</sup>
Moderadamente lenta	5,0 - 20,0	1,4·10 <sup>-6</sup> - 5,6·10 <sup>-6</sup>
Moderada	20,0 - 62,5	5,6·10 <sup>-6</sup> - 1,7·10 <sup>-5</sup>
Moderadamente rápida	62,5 - 125	1,7·10 <sup>-5</sup> - 3,5·10 <sup>-5</sup>
Rápida	125 - 250	3,5·10 <sup>-5</sup> - 6,9·10 <sup>-5</sup>
Moi rápida	> 250	> 6,9·10 <sup>-5</sup>



Figura 86. Sistema utilizado para medir a condutividade hidráulica saturada de solos no laboratorio (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

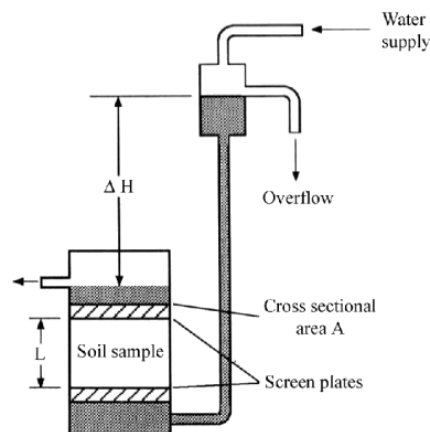


Figura 87. Esquema do permeámetro utilizado para medir a condutividade hidráulica saturada de solos no laboratorio.

As mostras secas ao ar e tamizadas por 5 mm, introducidas en camisas de aceiro, foron percoladas con auga de abaixo a arriba, e o fluxo ( $Q$ ) determinouse medindo o volume de auga

que atravesaba as camisas coas mostras cada hora, ata que se chegou a fluxo constante. A determinación fíxose por cuadruplicado.



Figura 88. Detalle da montaxe para a medida da condutividade hidráulica. (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

Unha vez acadado o fluxo constante, a condutividade hidráulica calculouse mediante a lei de Darcy:

$$Q = \frac{k \cdot A \cdot \Delta h}{L}$$

onde  $Q$  é o fluxo de auga que atravesa a mostra,  $A$  é a sección da mostra,  $\Delta h$  é o gradiente hidráulico,  $L$  é a altura da mostra, e  $k$  é a condutividade hidráulica saturada. Os valores das constantes da ecuación nas condicións nas que se levou a cabo o experimento, son os seguintes:

$$L = 40 \text{ mm}$$

$$A = 24,63 \text{ cm}^2$$

$$\Delta h = 5,5 \text{ cm}$$

Substituíndo os parámetros experimentais na expresión anterior, a fórmula que se usou para determinar a condutividade quedou como segue:

$$k = 0,295 \cdot Q$$

expresando o fluxo en  $\text{mL h}^{-1}$ , de modo que as unidades de  $k$  son  $\text{mm h}^{-1}$ . O valor obtido transformouse para expresar a condutividade en  $\text{m s}^{-1}$ , dividindo por un factor de  $3,6 \cdot 10^6$ .

### 3.2.14. Condutividade hidráulica insaturada

O fluxo insaturado no solo ten moita importancia xa que a maior parte dos procesos de transferencia no solo prodúcense en réxime non saturado. A lei de Buckingham-Darcy describe o movemento da auga no solo en condicións non saturadas. Nestas condicións a condutividade hidráulica non é constante e depende do potencial matricial, descendendo rapidamente a medida que se reduce a humidade (e polo tanto o tamaño dos poros cheos de auga, a través dos cales ten lugar o fluxo de auga), como consecuencia da lei de Poiseuille (que establece que o fluxo de auga a través dun capilar é proporcional á cuarta potencia do radio).

O movemento de fluídos nun solo ou material que non está saturado de auga é difícil de estudar directamente: a condutividade hidráulica insaturada é moi variable en campo, e a súa determinación resulta cara e laboriosa. Por esta razón existen múltiples modelos matemáticos para a súa predición, polo xeral a partir da curva de retención de auga, sendo o modelo de Van Genuchten un dos máis utilizados.

#### *Procedemento*

O modelo de Van Genuchten basease nas ecuacións do modelo de Mualem para o cálculo da condutividade hidráulica insaturada, no cal a condutividade hidráulica relativa ( $K_r$ ) a cada presión, definida mediante a seguinte expresión:

$$K_{ins} = K_r \cdot K_s$$

na que  $K_s$  é a condutividade hidráulica saturada e  $K_{ins}$  a condutividade hidráulica insaturada, ven dada pola expresión seguinte:

$$K_r = \theta^{1/2} \cdot \left[ \frac{f(\theta)}{f(1)} \right]^2$$

sendo  $f(\theta)$  e  $f(1)$  as solucións correspondentes á seguinte integral:

$$f(\theta) = \int_0^\theta \left[ \frac{x^{1/m}}{1 - x^{1/m}} \right]^{1/n} dx$$

Cando  $m$  non está definido (é dicir, no modelo sen simplificar), esta integral non ten solución nunha forma simple, e por tanto cos datos do axuste non se pode realizar a predición da

condutividade. É necesario por tanto utilizar as simplificacións para facilitar os cálculos. Cando  $m$  vén definido pola relación  $m=1-1/n$  (restrición de Mualem), a integral pode ser resolta obténdose a expresión seguinte (Van Genuchten, 1980):

$$f(\theta) = 1 - \left(1 - \theta^{1/m}\right)^m$$

e polo tanto a expresión para  $K_r$  quedaría como sigue:

$$K_r = \frac{[1 - (\alpha \cdot s)^{n-1} \cdot (1 + (\alpha \cdot s)^n)^{-m}]^2}{(1 + (\alpha \cdot s)^n)^{m/2}}$$

Cando se asume a relación  $m=1-2/n$ , a expresión para o cálculo da condutividade basease no modelo de Burdine e toma unha solución da seguinte forma (Van Genuchten, 1980):

$$K_r = \frac{1 - (\alpha \cdot s)^{n-2} \cdot (1 + (\alpha \cdot s)^n)^{-m}}{(1 + (\alpha \cdot s)^n)^{2m}}$$

sempre e cando  $n$  sexa maior de 2, e  $m$  estea entre 0 e 1. Por último, cando  $m$  toma o valor 1 a solución da integral é a seguinte:

$$f(\theta) = -\theta - \log(1 - \theta)$$

pero neste caso, o valor de  $K_r$  non se pode calcular, porque  $f(1)$  contén un valor indeterminado (logaritmo de cero). Por tanto, con este modelo non puideron calcularse os valores da condutividade hidráulica insaturada.

Así, a condutividade hidráulica insaturada a distintos valores de succión calculouse usando os valores da condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) e os resultados dos axustes da curva de retención ás ecuacións simplificadas do modelo de Van Genuchten, substituíndo os parámetros  $\alpha$ ,  $n$  e  $m$  nas expresións correspondentes.

### 3.2.15. Límites de Atterberg

A consistencia describe a resposta dun solo ou material a forzas externas que tenden a deformalo. A humidade afecta á consistencia do solo, que se comporta de modo diferente segundo o estado de humidade. Atterberg (1911, 1912) definiu catro estados de consistencia

para os solos: líquido, plástico, semisólido e sólido. Os límites de Atterberg representan os contidos de auga nos que un solo amosa certas cualidades definidas de consistencia, que son función da acción das forzas de adhesión e cohesión que actúan nun solo a diferentes humidades, e son función da mineraloxía, da estrutura, e do contido en arxila e materia orgánica do solo (Campbell, 1991). En xeral, os límites de Atterberg aumentan co contido en arxila e en materia orgánica (Marshall e Holmes, 1988).

A plasticidade é a propiedade do solo que permite que se deforme sen romperse, en resposta á aplicación dunha forza. O límite líquido (LL) é o límite superior da plasticidade: nestas condicións o solo está tan húmido que se comporta como un fluido. O límite plástico (LP) é o límite inferior da plasticidade e divide os estados plástico e semisólido do solo. Por debaixo da humidade correspondente ao LP o solo non pode deformarse sen se desmenuzarse, e por riba o solo non é arable por estar demasiado húmido. A diferenza numérica entre os dous límites (LL-LP) é o índice de plasticidade (IP).

A determinación da consistencia realizouse segundo os métodos descritos en Liu e Evett (1984), que á súa vez recopilan os métodos estandarizados da ASTM (*American Society for Testing of Materials*).

### *Procedemento*

O límite líquido determinouse usando a culler de Casagrande (Figura 89). As características e dimensións deste aparello están normalizadas para a análise de solos. Consta dunha base prismática de 150 x 124 x 50 mm, sobre a que se monta unha cazoleta de bronce de 46,8 mm de radio. A cazoleta está unida á base mediante un eixo con unha manivela, que ao ser xirada permite levantar a cazoleta ata unha altura de 10 mm, desde a cal recupera a súa posición en contacto coa base.



Figura 89. Culler de Casagrande e acanaladores utilizados para a determinación do límite líquido (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).



Para esta determinación, 100 g da mostra seca ao ar leváronse a estado plástico por adición de auga. Unha parte da masa formada colócase na culler e nivelouse de modo que a súa superficie quedase paralela á base, e procurando que o punto máis grosa tivese en torno a 10 mm de espesor. A continuación fíxose un corte co acanalador dividindo a mostra en dous polo centro (Figura 90) xírouse a manivela a un ritmo de dúas voltas por segundo ata que as dúas metades da masa se xuntaron ao longo de 12 mm. Repetiuse a determinación tres veces, procurando que a humidade fose tal que os golpes necesarios para xuntar as dúas metades quedase entre 10 e 40. Tomouse unha mostra de masa da parte que se xuntou e determinóuselle a humidade do modo descrito para o límite plástico. Os resultados representáronse en escala logarítmica (golpes fronte a humidade), e uníronse mediante unha recta de pendente 0,117 que se axustou aos puntos experimentais usando a ferramenta Solver do programa Excel. O límite líquido é a humidade do punto desa recta á que lle correspondan 25 golpes, referida a peso seco. Todas as determinacións realizáronse por triplicado.



Figura 90. Mostra de lodos de lousa preparados para a determinación do límite líquido na culler de Casagrande.

Para a determinación do límite plástico, tomáronse 30 g de mostra seca ao ar e engadiuse a cantidade de auga necesaria para formar unha pasta dura. A metade desta pasta amasouse para darlle unha forma elipsoidal. Colócase o elipsoide nunha superficie plana, sobre un vidro superposto a un papel milimetrado, e fíxose rodar exercendo unha presión homoxénea cos dedos, a un ritmo aproximado de entre oitenta e noventa voltas por minuto. Cando o espesor da masa chegou a 3 mm, partiuse en varios anacos e amasouse de novo. Repetiuse a operación ata que a masa se desmenuzou. Nese instante transferiuse a unha cápsula de porcelana tarada e pesouse. Secouse en estufa a 105°C ata peso constante e pesouse de novo, obténdose a humidade por diferenza de pesada. Se o material non permitiu a formación de fíos de 3 mm, senón que se rompeu antes, tomouse como límite plástico o valor da humidade no momento da ruptura. Todas as determinacións realizáronse por triplicado.

Finalmente, o índice de plasticidade (IP) determinouse como a diferenza entre o límite líquido e o límite plástico.

### 3.2.16. Ensaio de compactación

A compactación prodúcese cando as partículas do solo se comprimen, reducindo o espazo poroso entre elas e incrementando a densidade aparente. A compactación é consecuencia de tres procesos principais: (1) o tráfico de maquinaria e o pastoreo; (2) a desagregación e selado por efecto da choiva; e (3) en solos de mina, a compactación prodúcese tamén como consecuencia da inestabilidade das partículas, que dan lugar a gran cantidade de materiais finos que crean unha barreira impermeable baixo a superficie (Haigh e Sansom, 1999).

Os principais factores que inflúen na susceptibilidade á compactación dun solo ou material son: (1) a humidade, sendo o risco de compactación maior cando o solo está húmido; (2) a textura, pois os materiais de textura fina compáctanse máis facilmente ao existir un maior contacto entre partículas; (3) o contido en materia orgánica, que favorece a agregación, aumentando a porosidade e reducindo a densidade aparente, polo que o seu efecto é contrario á compactación; e (4) o tipo de arxila, xa que os solos ricos en arxilas esmectíticas poden sufrir compactación por procesos de expansión-retracción.

#### *Procedemento*

A susceptibilidade á compactación determinouse mediante o método de compactación Proctor estándar (ASTM D698), que representa un esforzo de compactación medio. Neste ensaio determínase a relación entre a densidade seca e a humidade tras compactación do material por aplicación dunha enerxía de compactación estándar. A mostra colócase en tres capas sucesivas nun molde de aceiro de 10,1 cm de diámetro interior, 12,4 cm de altura e unha capacidade de 1000 cm<sup>3</sup>. A base do molde de compactación é extraíble e descansa sobre unha base sólida que consiste nunha base plana de aceiro dentro dun bloque. Ademais, o molde posúe na súa parte superior un collar separable, de 50 mm de altura (Figura 91). Cada capa do material sométese á compactación producida por unha maza de 50 mm de diámetro e 2,5 kg de peso, con unha enerxía de compactación que resulta da súa caída libre desde unha altura de 30 cm sobre a superficie do material, ata un total de 25 veces.

Para obter a curva de compactación Proctor utilizáronse aproximadamente cinco kilogramos de lodo seco ao ar e tamizado (< 2 mm). O lodo mesturouse con unha cantidade coñecida de auga destilada nunha bandexa de PVC e homoxeneizouse. Como norma xeral, a humidade inicial do material despois da mestura coa auga debe aproximarse ao cinco por cento para materiais de granulometría grosa, mentres que para materiais con textura fina é aceptable

un contido aproximadamente un dez por cento menor que o valor do límite plástico (Vickers, 1993). Debe asegurarse que a mestura da auga e o material é completa e que se consegue unha distribución uniforme da auga en toda a mostra, polo que o lodo humectado deixouse repousar durante 24 horas. Transcorrido ese tempo, verteuse unha primeira capa de mostra (de uns 10 cm de altura) dentro do molde, que foi pesado previamente. Fixouse o colar do molde e someteuse a mostra a 25 golpes de maza en caída libre, xirando lixeiramente o molde entre cada golpe para asegurar unha distribución uniforme da compactación en toda a superficie do material. Este procedemento repetiuse depositando unha segunda e unha terceira capa de material no molde. Unha vez completa a compactación das tres capas de lodo, o nivel do material compactado non debe superar en máis de 6 mm o nivel do extremo superior do molde co colar extraído. Retiráronse o colar e o material sobrante con axuda dun instrumento cortante, e pesouse o molde coa mostra. O lodo compactado extraeuse rapidamente do molde e tomouse unha mostra (aproximadamente 100 g) para a determinación da humidade.



Figura 91. Molde e maza para o ensaio de compactación Proctor (Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia).

A continuación, o material compactado extraeuse totalmente do molde, desmenuzouse, mesturouse co lodo sobrante, e engadiuse máis auga destilada, en incrementos de humidade de aproximadamente un dous por cento. O procedemento repetiuse varias veces, con incrementos sucesivos de humidade, determinándose os correspondentes valores de densidade seca e humidade. A densidade seca ( $\rho_d$ ) calculouse utilizando a seguinte expresión:

$$\rho_d = \frac{(m_2 - m_1)}{V \cdot (1 + h)}$$

onde  $\rho_d$  exprésase en  $\text{Mg m}^{-3}$ ,  $m_1$  é a masa do molde en gramos,  $m_2$  é a masa do molde e o lodo compactado en gramos,  $V$  é o volume do molde ( $1000 \text{ cm}^3$ ), e  $h$  é a humidade do lodo (sobre peso seco), expresada como fracción da unidade. Cos datos obtidos representouse graficamente a densidade seca fronte á humidade, anotándose o contido en humidade que se corresponde con un valor máximo de densidade seca.

### 3.2.17. Susceptibilidade magnética

A susceptibilidade magnética é o grao de magnetización dun material en resposta á aplicación dun campo magnético. Compoñentes típicos dos solos que presentan fortes propiedades magnéticas son os óxidos de ferro, como a magnetita, a titanomagnetita, a hematites e a maghemita (Thompson e Oldfield, 1986).

#### *Procedemento*

A susceptibilidade magnética de masa dos lodos de lousa determinouse en mostra seca ao ar, tamizada por 2 mm e moída, segundo se explicou no apartado 3.2.9 da primeira parte.

### 3.2.18. Mineraloxía

A composición mineralóxica do lodo determinouse por difracción de RX. Para a realización do espectro, fanse incidir raios X sobre o material, que son reflectidos polos planos repetidores e sucesivos dos cristais do solo. Con esta técnica determínase a distancia entre planos atómicos (entre capas), tamén chamada distancia basal, mediante a ecuación de Bragg:

$$n \lambda = 2 d \sin\theta$$

onde  $n$  é o número de onda,  $\lambda$  a lonxitude de onda,  $\theta$  o ángulo de incidencia e reflexión da luz, e  $d$  a distancia basal. Cada mineral ten unha distancia basal característica que dá lugar a un espectro de difracción único que é o que serve para identificar o mineral.

#### *Procedemento*

Para a determinación secáronse 5 g de lodo en estufa a  $50^\circ\text{C}$  durante 24 horas, e moéronse en morteiro de ágata. O difractograma do lodo obtívose usando a técnica do po cristalino, nun difractómetro Philips PW1710, con goniómetro vertical PW1820/00, xerador con tubo cerámico de 2,2 Kw, ánodo de Cu, portamostras rotatorio para xeometría Bragg-Brentano e

monocromador de grafito; a medida realizouse a unha intensidade de 30 mA e unha voltaxe de 40 kV. A cuantificación das fases minerais presentes realizouse mediante un procedemento semicuantitativo baseado na corrección das intensidades dos picos tendo en conta as súas intensidades de reflectancia relativas.

### 3.2.19. Análise elemental

Realizouse nun analizador elemental LECO CNS-2000 para macromostra, determinándose o contido en C, N e S por combustión da mostra e determinación dos gases producidos con un detector de infravermello para C e S, e un detector de condutividade térmica (TCD) para N. A análise realizouse sobre mostra tamizada por 2 mm, seca a 105°C e moída.

### 3.2.20. pH en auga

O pH é un parámetro importante á hora de coñecer as condicións que favorecen a dispoñibilidade de nutrientes, posibles problemas de toxicidade e a dispersión do solo polo sodio. Para a determinación do valor de pH en auga, seguiuuse o protocolo descrito por Guitián e Carballas (1976), que é o recomendado pola F.A.O. (2006) para a clasificación de solos.

#### *Procedemento*

Preparouse unha suspensión de 10 g de mostra seca ao ar e tamizada (< 2 mm), en 25 mL de auga destilada e axitouuse con unha varilla de vidro varias veces. Transcorridos dez minutos realizouse a lectura con un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

### 3.2.21. pH en KCl

A medida do pH nunha disolución salina neutra non tamponada, como por exemplo KCl 0,1N, permite determinar a acidez cambiante dun solo, pois o catión  $K^+$  despraza o aluminio e os protóns de cambio presentes. Polo xeral considérase que só existen protóns de cambio en solos con pH inferior a 4, e que o aluminio de cambio só é importante en solos con pH inferior a 5,5. O valor do pH nunha disolución de KCl é máis constante que o pH en auga, e normalmente dá un valor inferior (entre 0,5 e 1,5 unidades) como consecuencia da hidrólise do aluminio facilmente intercambiable, monomérico case na súa totalidade (Bohn et al., 1993).

Os solos clasifícanse en función do seu pH en KCl, segundo se especifica na Táboa 99 (Guitián e Carballas, 1976).

Táboa 99. Clasificación de solos en función do seu pH en KCl 0,1N (Gutián e Carballas, 1976).

	pH <sub>KCl</sub>
Fortemente ácidos	<4,5
Ácidos	4,51-5,50
Debilmente ácidos	5,51-6,50
Neutros	6,51-7,20
Alcalinos	>7,20

### Procedemento

Para a determinación do pH en KCl tomáronse 10 g de mostra seca ao ar e tamizada por 2 mm, engadíronse 25 mL de disolución de KCl 0,1N e axitouse. Tras un tempo de contacto de dúas horas, axitando de vez en cando, determinouse o pH mediante un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

### Reactivos

- Cloruro de potasio (KCl) 0,1N: 7,45 g de KCl disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

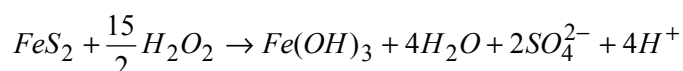
### 3.2.22. pH de oxidación

A acidez potencial depende da capacidade de amortiguación, da capacidade de cambio, e do contido en S, Al, S, Mn e Fe (Mays et al., 2000). A acidez potencial é un parámetro importante en residuos mineiros, pois a presenza de sulfuros dará lugar, tras a exposición ás condicións atmosféricas, a un descenso importante do pH inicial como consecuencia da súa oxidación. Este proceso de oxidación pode dar lugar a drenaxes ácidas, que é un dos problemas habitualmente asociados a residuos mineiros.

Existen varios modos de estimar a acidez potencial de residuos mineiros, por exemplo valoración con Ca(OH)<sub>2</sub>, determinación da acidez cambiante no extracto en KCl, análise do S total ou especiacións de S, e oxidación dos sulfuros con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e posterior valoración con NaOH (Mays et al., 2000). Neste traballo determinouse o pH final da reacción de oxidación da mostra con peróxido de hidróxeno, segundo o método descrito por Urrutia et al. (1992) que, aínda que non permite coñecer a velocidade da reacción en condicións reais, ten as vantaxes de ser un método rápido e sinxelo (Monterroso e Macías, 1998).

*Procedemento*

Un gramo de mostra seca e moída oxidouse, en axitación, con 20 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ao 30%, axustado a pH 5,5, durante seis horas, e a suspensión resultante filtrouse por Whatman no. 40. O peróxido de hidróxeno reacciona cos sulfuros presentes na mostra segundo a seguinte reacción xeral (para a pirita):



A medida do pH da disolución resultante (pH de oxidación, pH<sub>ox</sub>) danos unha idea da cantidade de sulfuros presentes inicialmente na mostra.

*Reactivos*

- Auga osixenada (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) 30% (pH 5,5): a un litro de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ao 30% engádeselle NaOH 0,1N gota a gota nun vaso de precipitados, controlando o pH ata que este chega a 5,5.
- Hidróxido sódico (NaOH) 0,1N: 4,0 g de NaOH disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

**3.2.23. Producción neta de acidez**

A produción neta de acidez determinouse por valoración do extracto de oxidación do apartado anterior. Unha alícuota do extracto neutralizouse con disolución de NaOH 0,1N ata pH 7. A produción neta de acidez (PNA) calculouse a partir do volume da valoración:

$$PNA = \frac{V \cdot N}{V_T} \cdot \frac{M}{2}$$

onde  $V$  é o volume gastado na valoración,  $N$  é a normalidade da disolución de NaOH,  $V_T$  é o volume de extracto valorado, e  $M$  o peso molecular do CaCO<sub>3</sub> (100,09 g mol<sup>-1</sup>). Os resultados expresáronse en kg de CaCO<sub>3</sub> por tonelada.

*Reactivos*

- Hidróxido sódico (NaOH) 0,1N: 4,0 g de NaOH disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

### 3.2.24. Condutividade eléctrica

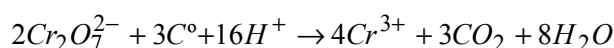
A determinación da condutividade eléctrica é unha medida da salinidade dunha mostra, pois o seu valor nun extracto é proporcional á concentración de sales disoltas. Aínda que o máis habitual é determinala en extracto de pasta saturada, tamén se mide en extractos con diferentes relacións sólido:líquido. Como é sabido, a acumulación de sales solubles pode afectar de modo negativo ás especies vexetais, en función do rango de tolerancia de cada especie e do seu estadio de desenvolvemento, debido principalmente a efectos osmóticos que dificultan a absorción de auga. A presenza de sales disoltas incrementa o traballo que debe realizar a planta para extraer auga da disolución do solo: este traballo extra é a presión osmótica, e engádese ao potencial matricial que é o traballo requirido pola planta para extraer auga dunha disolución non salina. Un segundo efecto da salinidade é a redución da absorción de nutrientes polas plantas. Máis importantes de cara á revexetación son os efectos que provocan as sales de sodio sobre as propiedades físicas, reducindo a condutividade hidráulica e a velocidade de infiltración (Jurinak et al., 1987).

#### *Procedemento*

Para a determinación da condutividade eléctrica, 10 g de mostra seca ao ar e tamizada por 2 mm axitáronse con 25 mL de auga destilada durante dúas horas, fíltrose por Whatman no. 40 e no filtrado mediuse a condutividade eléctrica con un condutivímetro Hanna Instruments HI-9033, expresándose o resultado en dS m<sup>-1</sup> a 25°C. Dado que a condutividade eléctrica varía coa temperatura, debe introducirse un factor de corrección para referir os resultados a 25°C.

### 3.2.25. Carbono orgánico total

O método utilizado para a determinación do carbono orgánico total basease na oxidación dos compostos de carbono por un oxidante forte en exceso, dicromato de potasio, en medio ácido, seguido da valoración do exceso de oxidante. A oxidación pode expresarse segundo o esquema de reacción seguinte:



onde C<sup>o</sup> denota os compostos reducidos de carbono que conforman a materia orgánica.



### Procedemento

Determinouse segundo o método de Sauerlandt, modificado por Guitián e Carballas (1976). Pesouse unha cantidade de mostra seca e moída, distinta segundo o contido en materia orgánica da mostra (entre 0,5 e 5 gramos), en erlenmeiers de boca ancha, e atacouse con 50 mL de ácido sulfúrico concentrado e 25 mL de disolución de dicromato potásico 1,8 N. Os erlenmeiers mantivéronse en estufa a 105°C durante hora e media e, unha vez fríos, transvasouse o seu contido cuantitativamente a matraces aforados de 250 mL e enrasouse. Valoráronse alícuotas de 5 mL con disolución de sal de Mohr (sulfato ferroso amónico hexahidratado) 0,2 N, en presenza de ácido fosfórico e difenilamina como indicador. A concentración da disolución de sal de Mohr determinouse por valoración con disolución de dicromato potásico de concentración exactamente coñecida. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

A porcentaxe de carbono sobre mostra seca calculouse usando a seguinte fórmula:

$$\%C = \frac{(B - M) \cdot 3 \cdot N \cdot 250 / 5 \cdot 100}{m \cdot 1000 \cdot MS}$$

onde  $B$  é o volume de sal de Mohr gastado na valoración do branco,  $M$  o volume gastado na valoración da mostra,  $N$  é a normalidade da disolución da sal de Mohr,  $m$  é a masa de mostra, e  $MS$  o peso seco da mostra en tanto por un.

### Reactivos

- Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado.
- Dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 1,8 N: 88,26 g de  $K_2Cr_2O_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de  $CO_2$ , e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL. A disolución debe ser dunha cor azulada, nunca verde ou amarela, que significaría que está estropeada, e debe gardarse en ausencia de luz e durante poucos días. Debe valorarse cada vez que se use.
- Ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) concentrado.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de  $H_2SO_4$  concentrado.

- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de  $K_2Cr_2O_7$  seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

### 3.2.26. Materia orgánica total

Calculouse multiplicando a porcentaxe de carbono orgánico total polo factor de Van Bemmelen, que ten un valor de 1,724.

### 3.2.27. Carbono soluble en auga

A materia orgánica soluble en auga é a fracción de maior biodisponibilidade, máis móbil e máis degradable, posto que pode chegar practicamente a calquera punto do solo por difusión e convección, e pode ser utilizada directamente polos microorganismos. Esta fracción está composta por materiais procedentes da descomposición microbiana de restos vexetais, pero non é unha fracción homoxénea, pois inclúe substancias de diferente composición e estabilidade, dependendo da súa orixe (von Lützow et al., 2007). Unha fracción importante da materia orgánica soluble son os carbohidratos, que afectan ás propiedades físicas do solo, así como a capacidade de cambio, retención de aniós, metabolismo do carbono e actividade biolóxica, sendo ademais os principais factores da estabilidade de agregados en solos de cultivo con pouca materia orgánica (Safarik e Santruckova, 1992).

O carbono soluble determinouse segundo o método descrito por Ghani et al. (2003), determinándose tres fraccións: carbono soluble en auga fría, carbono soluble en auga quente, e carbohidratos solubles. As dúas primeiras cuantificáronse por oxidación con dicromato, e os carbohidratos mediante o método fenol-sulfúrico (Dubois et al., 1956), segundo o describen Safarik e Santruckova (1992).

#### *Procedemento*

Unha masa de mostra equivalente a 3 g de mostra seca a 105°C extraeuse nun tubo de centrífuga con 30 mL de auga destilada a temperatura ambiente nun axitador rotatorio a 30 rpm. Centrifugouse 20 minutos a 3500 rpm, separouse o sobrenadante (fracción 1), e filtrouse por 0,45  $\mu\text{m}$ . Ao sólido engadíronselle outros 30 mL de auga destilada, axitouse o tubo 10 segundos no vórtex, e introduciuse o tubo en baño de auga a 80°C durante 16 horas. Centrifugouse 20 minutos a 3500 rpm e separouse o sobrenadante (fracción 2), e filtrouse por 0,45  $\mu\text{m}$ . determinouse o carbono.

Nas fraccións 1 e 2 determinouse o carbono orgánico por oxidación húmida con dicromato potásico 1,8N e valoración con sal de Mohr, do modo xa descrito. Os resultados

obtidos son o carbono soluble (CS), na fracción 1, e o carbono soluble en auga quente (CS<sub>80</sub>) na fracción 2. Finalmente, para a cuantificación dos carbohidratos verteuse 1 mL da fracción 2 en tubos de ensaio, e engadíronse 1 mL de disolución de fenol ao 5% e 5 mL de ácido sulfúrico concentrado. Axitáronse os tubos durante 10 segundos no vórtex, e despois de unha hora mediuse a absorbancia das disolucións a 485 nm. Os resultados comparáronse con unha recta de calibrado preparada con patróns de glicosa entre 1 e 50 mg L<sup>-1</sup>.

En paralelo a todas as determinacións leváronse a cabo ensaios de branco de reactivos polos mesmos procedementos, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

### Reactivos

- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) concentrado.
- Dicromato de potasio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) 1,8 N: 88,26 g de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de CO<sub>2</sub>, e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL.
- Ácido fosfórico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) concentrado.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.
- Fenol 5%: 5 g de fenol disólvense en 100 mL de auga destilada.
- Glucosa 1000 mg L<sup>-1</sup>: 1,000 g de glucosa disólvese en auga destilada e lévanse a un litro.
- Patróns de calibrado: a partir da disolución nai de glicosa de 1000 mg L<sup>-1</sup> prepáranse patróns de 1, 10, 20 e 50 mg L<sup>-1</sup>, tomando 0,1 mL, 1 mL, 5 mL e 10 mL da disolución nai e levándoos a 100 mL con auga destilada.

### 3.2.28. Carbono extraíble en sulfato de potasio

A cantidade de carbono orgánico extraída nunha disolución de sulfato de potasio úsase normalmente como indicador da materia orgánica dispoñible para os microorganismos, e como índice da materia orgánica lábil nun solo, que segundo algúns autores varía máis rapidamente que o carbono total e que por tanto reflicte mellor os cambios ocorridos no solo (Milne e Haynes, 2004).

### Procedemento

Para a determinación, 10 g de mostra húmida extraéronse con 40 mL de disolución de  $K_2SO_4$  0,5 M durante media hora en axitación rotatoria, centrifugáronse durante 5 minutos a 4500 rpm e filtráronse por papel de filtro Whatman nº 40. Nos filtrados determinouse o C por oxidación húmida con dicromato de potasio 0,2 N. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

### Reactivos

- Sulfato de potasio ( $K_2SO_4$ ) 0,5 M: 87,1 g de  $K_2SO_4$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada, quentando un pouco. Déixase enfriar e enrásase a un litro.
- Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado.
- Dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 0,2 N: 9,81 g de  $K_2Cr_2O_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.
- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de  $CO_2$ , e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL.
- Ácido fosfórico ( $H_3PO_4$ ) concentrado.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de  $H_2SO_4$  concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de  $K_2Cr_2O_7$  seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

#### 3.2.29. Nitróxeno total

Determinouse polo método de Kjeldahl, modificado para a análise de solos (Guitián e Carballas, 1976). O procedemento e os reactivos utilizados son os mesmos xa explicados no apartado 3.2.15 da primeira parte desta Tese, coa diferenza de que neste caso analizouse a mostra tamizada por 2 mm, seca a 105°C e moída.

#### 3.2.30. Nitróxeno inorgánico asimilable

O coñecemento do estatus do nitróxeno do solo en cada momento pode considerarse un bo índice do seu potencial produtivo. Soamente as formas de nitróxeno inorgánico do solo son asimilables polas plantas. As formas comúns de nitróxeno inorgánico en solos son amonio ( $NH_4^+$ ) e nitrato ( $NO_3^-$ ), e só en raras ocasións nitritos ( $NO_2^-$ ). Para a avaliación do nitróxeno

dispoñible extraéronse as formas cambiables con KCl, e a determinación realizouse por destilación segundo o método descrito en Keeney e Nelson (1982).

### *Procedemento*

Dez gramos de mostra húmida axitáronse con 40 mL de KCl 2 N durante dúas horas, filtrouse e nos filtrados determinouse o contido en N nítrico e amoniacal mediante destilación con MgO e aleación Devarda do modo xa descrito anteriormente (consultar apartado 3.2.25 da primeira parte).

### *Reactivos*

- Cloruro de potasio (KCl) 2 N: 149 g de KCl disólvense en auga destilada e lévanse a un litro.

### **3.2.31. Mineralización efectiva de nitróxeno**

A partires da evolución das concentracións de nitróxeno inorgánico asimilable a distintos tempos, determinouse a mineralización efectiva do nitróxeno total engadido con unha determinada emenda usando a seguinte expresión:

$$\% N \text{ mineralizado} = 100 \cdot \frac{[(N\text{-NO}_3^-(t) - N\text{-NO}_3^-(0))] - [N\text{-NO}_3^-(t)_e - N\text{-NO}_3^-(0)_e]}{N_{(0)}}$$

onde  $N\text{-NO}_3^-(t)$  é o nitróxeno nítrico presente no solo emendado no instante t,  $N\text{-NO}_3^-(0)$  é o nitróxeno nítrico presente no solo emendado inicialmente,  $N\text{-NO}_3^-(t)_e$  é o nitróxeno nítrico presente no solo sen emendar no instante t,  $N\text{-NO}_3^-(0)_e$  é o nitróxeno nítrico presente no solo sen emendar inicialmente, e  $N_{(0)}$  o nitróxeno engadido coa emenda.

### **3.2.32. Capacidade de cambio de catións**

A capacidade de cambio de catións é a capacidade dun material para reter catións por atracción electrostática das cargas negativas que existen nas superficies dos seus compoñentes, e que nos solos débese principalmente ás arxilas, óxidos de Fe e Al, e materia orgánica. Existen diferentes procedementos para a súa determinación, baseados na maioría dos casos na percolación da mostra con unha solución salina concentrada que despraza os catións presentes no complexo de cambio.

### *Procedemento*

A capacidade de cambio de catións determinouse mediante extracción con cloruro amónico segundo o método de Gillman et al. (1983), descrito no apartado 3.2.23 da primeira parte. Posto que o pH de todas as mostras tivo valores superiores a 5,5 non se determinou o Al de cambio, estimándose a capacidade de cambio efectiva como a suma de bases (Ca, Mg, Na e K) no extracto, expresada en  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ .

### **3.2.33. Calcio, magnesio e potasio asimilables**

A determinación da dispoñibilidade de catións para as plantas realízase usando diferentes disolucións de sales (tamponadas ou non) ou ácidos, como por exemplo acetato amónico, ácido acético, lactato de calcio. Neste traballo usouse o método descrito en Guitián e Carballas (1976), consistente na extracción con acetato amónico 1 N a pH 7.

### *Procedemento*

Cinco gramos de mostra seca ao ar e tamizada por 2 mm, axitáronse con 200 mL de acetato amónico 1 N durante 2 horas en axitación rotatoria, e filtráronse por papel de filtro Whatman nº 40. Os filtrados analizáronse por espectrofotometría de absorción con chama, para Ca e Mg, e de emisión para K, nun equipo Varian 220FS, cuantificando as concentracións de cada elemento mediante comparación con patróns en acetato amónico. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

### *Reactivos*

- Acetato amónico ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) 1 N: 77,08 gramos de acetato amónico sólido disólvense en auga destilada, axústase o pH a 7 con amoníaco ou ácido acético, e enrásase a un litro.
- Patrón de La de  $10.000 \text{ mg L}^{-1}$ : 2,67 g de cloruro de lantano heptahidrato ( $\text{LaCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) disólvense en auga destilada e enrásase a 100 mL.
- Patróns de Ca, Mg e K de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Ca, Mg e K de  $50 \text{ mg L}^{-1}$ : lévanse 5 ml do patrón de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  correspondente a 100 ml con auga destilada.

### 3.2.34. Fósforo asimilable

Existen numerosos métodos para a determinación da dispoñibilidade do fósforo en solos: auga,  $\text{Cl}_2\text{Ca}$ , ácidos diluídos, bicarbonato sódico ou amónico, ou resinas de intercambio aniónico. A maioría dos métodos consisten en dúas etapas: a obtención dunha disolución que conteña a fracción de fósforo que se pretende determinar, e a cuantificación do fósforo nesa disolución. O método máis habitual para a determinación é o do azul de molibdeno. Este basease no principio de que, nunha disolución de molibdato ácido que conteña ións ortofosfato, fórmase un complexo fosfomolibdico que se pode reducir usando ácido ascórbico,  $\text{SnCl}_2$ , e outros axentes reductores, dando lugar a unha cor azul de intensidade proporcional á concentración de fósforo (Olsen e Sommers, 1982). A medida do fósforo extraíble en bicarbonato sódico é o método recomendado pola EPA para avaliar o fósforo dispoñible en solos de minas (Sobek et al., 1978), e determinouse segundo o método Olsen (Olsen e Sommers, 1982).

#### *Procedemento*

Pesáronse 2,5 g de mostra seca ao ar e introducíronse en botes de axitación xunto con 50 mL de disolución de  $\text{NaHCO}_3$  0,5N. Axitouse durante 30 minutos e filtrouse. Tomouse unha alícuota de 20 mL do filtrado e engadíuselle ácido sulfúrico concentrado ata pH 1,5, deixando repousar 24 horas para eliminar o  $\text{CO}_2$  formado e precipitar a materia orgánica. Pasado este tempo centrifugouse a 3000 rpm durante dez minutos para precipitar a materia orgánica. Do líquido tomáronse alícuotas que correspondesen a unha concentración de fósforo de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  como máximo e pasáronse a matraces de 25 mL, onde se lles neutralizou o pH, engadindo primeiro dúas gotas de parnitrofenol, a continuación amoníaco 0,5M ata amarelo, e gotas de ácido sulfúrico 0,5M ata transparente. Engadíronse 5 mL de solución B, que é unha disolución de molibdato amónico (forma un complexo co fósforo) con tartrato de antimonio e potasio (catalizador da reacción) e ácido ascórbico (reduce o complexo fosfomolibdico), obténdose unha disolución de cor azul. A solución B prepárase no momento engadindo 1 g de ácido ascórbico a 100 mL da solución A, que contén molibdato amónico e tartrato de antimonio e potasio. A intensidade da coloración, máxima aos dez minutos, mediuse a 840 nm nun espectrofotómetro UV-VIS (CARY100), utilizando para o calibrado patróns de fósforo tratados do mesmo modo que as mostras: axuste de pH e formación do complexo fosfomolibdico.

#### *Reactivos*

- Bicarbonato sódico ( $\text{NaHCO}_3$ ) 0,5 N (pH 8,2): 42 g de  $\text{NaHCO}_3$  disólvense en auga destilada, axústase o pH a 8,2 con NaOH e enrásase a un litro.

- p-nitrofenol 0,3%: 0,3 g de p-nitrofenol lévanse a 100 mL con auga destilada.
- Amoníaco (NH<sub>3</sub>) 0,5M: 38 mL de amoníaco 25% lévanse a un litro con auga destilada.
- Ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 0,5M: 27 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado lévanse a un litro con auga destilada.
- Solución A: por un lado disólvense 0,1116 g de tartrato de antimonio e potasio (C<sub>8</sub>H<sub>4</sub>K<sub>2</sub>O<sub>12</sub>Sb<sub>2</sub>·3H<sub>2</sub>O) en 500 mL de auga destilada, e por outro lado 4,8 g de molibdato amónico ((NH<sub>4</sub>)<sub>6</sub>Mo<sub>7</sub>O<sub>24</sub>·4H<sub>2</sub>O) en 250 mL de auga destilada. Mestúranse as dúas disolucións, engádense pouco a pouco 55 mL de ácido sulfúrico concentrado, pásase a un matraz de un litro e agárdase que enfrie antes de enrasar. Esta disolución debe gardarse nunha botella de plástico opaco
- Solución B: disólvese 1 g de ácido ascórbico (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>6</sub>) en 100 mL de solución A; debe prepararse xusto antes de usala.
- Disolución patrón de fósforo 50 mg L<sup>-1</sup>: disólvense 0,2195 g de dihidróxeno fosfato de potasio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>) en 400 mL de auga destilada, engádese 1 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado e enrásase a un litro con auga destilada.
- Disolución patrón de fósforo 2 mg L<sup>-1</sup>: prepárase por dilución do patrón de 50 mg L<sup>-1</sup>.
- Patróns de calibrado: prepáranse patróns de 0,08 mg L<sup>-1</sup>, 0,16 mg L<sup>-1</sup> e 0,24 mg L<sup>-1</sup>, pipeteando 1, 2 e 3 mL de patrón de 2 mg L<sup>-1</sup> a matraces de 25 mL.

### 3.2.35. Metais pesados totais

Os metais pesados poden dividirse en dous grupos: os que son elementos esenciais para as plantas (Fe, Cu, Zn ou Mn), necesarios en pequenas doses e que poden dar lugar tanto a problemas de deficiencia como de toxicidade por exceso; e os que non son esenciais (Cd, Cr, Ni e Pb), que son tóxicos a partir dunha determinada concentración. Polo tanto, de cara ao risco potencial para o desenvolvemento vexetal dun determinado solo ou material é necesario coñecer as concentracións de metais pesados. Estas determínanse normalmente tras ataque con ácidos fortes e con aplicación de calor; na análise de solos é habitual usar ácido fluorhídrico para disolver completamente os silicatos.

#### *Procedemento*

O contido en metais pesados totais (Fe, Mn, Cu, Pb, Cr, Cd, Ni, Zn) dos lodos determínase tras dixestión en microondas de 0,2 g de mostra seca a 105°C e moída, con 1 mL de HF, 5 mL de HNO<sub>3</sub> e 4 mL de HCl, durante 30 minutos a 120 PSI. A continuación filtrouse e enrasouse a 100 mL con auga Milli-Q. Determínase o contido en metais en AAS de chama mediante comparación con patróns para cada metal, nun equipo Varian 220FS. En paralelo á



determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra. Como control de calidade utilizouse o material de referencia CRM 143 (solo fertilizado con lodos de depuradora).

#### *Reactivos*

- Ácido clorhídrico (HCl) 37%.
- Ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) 70%.
- Ácido fluorhídrico (HF) 48%.
- Patróns de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 50 mg L<sup>-1</sup>: lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg L<sup>-1</sup> correspondente a 100 ml con auga destilada.

#### **3.2.36. Metais pesados asimilables**

A correlación entre os metais extraídos tras o ataque con ácidos fortes e a absorción polas plantas é normalmente mala, polo que se empregan outros extractantes máis suaves para avaliar a dispoñibilidade dos metais para as plantas. Úsanse normalmente ácidos diluídos, disolucións de sales neutras e axentes complexantes como AEDT (ácido etilendiaminotetraacético) e DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético). O DTPA é un bo extractante para simular a absorción de varios metais por parte das plantas, incluíndo Cu, Zn, Cd, (Lindsay e Norvell, 1978; Neuman et al., 1987; Safaya et al., 1987) e por tanto de gran utilidade na análise de materiais que van ser revexetados, pois permite avaliar os problemas de fitotoxicidade. Como outros autores comentaron, a fitotoxicidade dos metais pode estar ligada á súa capacidade para formar complexos con ligandos orgánicos, e polo tanto a extracción con DTPA ou AEDT pode ser unha boa estimación da fracción dispoñible dun metal (Heil e Sposito, 1997; Wong e Bradshaw, 1982). O DTPA forma complexos fortes cos metais para simular as condicións creadas polas plantas para absorber ións metálicos en condicións de deficiencia, e polo tanto o seu uso para estimar as cantidades de metais dispoñibles para as plantas está especialmente indicado para elementos esenciais como son Zn, Cu, Fe e Mn (Lindsay e Norvell, 1978); para metais non esenciais como Cd, Cr, Pb e Ni, este extractante pode sobreestimar ás cantidades que poden extraer as plantas do solo (Menzies et al., 2007). O método recomendado para a análise de Cu en residuos mineiros é a extracción con DTPA, aínda que tamén se usa frecuentemente HCl diluído (Neuman et al., 1987). Para a determinación da dispoñibilidade de Cd e Zn en residuos mineiros non existe un método recomendado especificamente, pero a extracción con DTPA ofrece garantías pois é o mellor método en solos (Safaya et al., 1987). Neste traballo, o

contido en metais pesados asimilables (Fe, Mn, Cu, Pb, Cd, Cr, Ni, Zn) determinouse segundo o método de Lindsay e Norvell (1978), recomendado para solos neutros e alcalinos.

#### *Procedemento*

Tomáronse 20 g de mostra tamizada e extraéronse axitando con 40 mL de disolución extractante durante dúas horas. Esta disolución contén 5 mM de DTPA, 0,01 M de CaCl<sub>2</sub> e 0,1 M de trietanolamina, axustada a pH 7,3. As suspensións filtráronse por papel de filtro Whatman nº 40 e os extractos analizáronse por espectroscopía de absorción con chama nun equipo Varian 220FS, comparándoos con disolucións patrón para cada metal. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

#### *Reactivos*

- Disolución extractante: 1,966 g de DTPA e 1,110 g de CaCl<sub>2</sub> disólvense nuns 800 mL de auga, engádense 13,3 mL de trietanolamina, axústase o pH a 7,3, e lévase a un litro con auga destilada.
- Patróns de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 1000 mg L<sup>-1</sup> (Panreac S.A., Barcelona).
- Patróns de Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cr, Cd e Ni de 50 mg L<sup>-1</sup>: lévanse 5 ml do patrón de 1000 mg L<sup>-1</sup> correspondente a 100 ml con auga destilada.

### **3.2.37. Carbono procedente da biomasa microbiana**

A biomasa microbiana do solo inclúe bacterias e fungos, principalmente, pero tamén algas e microfauna. A pesar de que representa só entre o 1 e o 3% do carbono orgánico, e entre o 2 e o 6% do nitróxeno orgánico, ten un papel fundamental na dinámica da materia orgánica. Controla a transformación da materia orgánica e inflúe no seu almacenamento, sendo a un tempo sumidoiro (por asimilación dos nutrientes liberados durante a mineralización da materia orgánica existente) e fonte temporal de nutrientes (pola súa propia descomposición trala morte). O seu metabolismo regula os ciclos de nutrientes e de enerxía, e é importante nos ciclos globais de compostos inorgánicos, como os de N, S e P.

#### *Procedemento*

O carbono procedente da biomasa microbiana, ou carbono-biomasa, determinouse segundo o método da fumigación-extracción con cloroformo de Vance et al. (1987). Dispuxéronse 10

gramos de solo húmido en tubos de centrífuga, saturáronse con cloroformo nun desecador conectado a unha bomba de vacío durante 30 minutos e incubáronse en estufa a 25°C durante 24 horas para romper as células e liberar o citoplasma. As mostras extraéronse con 40 mL de disolución de  $K_2SO_4$  0,5 M durante media hora en axitación rotatoria, centrifugáronse durante 5 minutos a 4500 rpm e filtráronse por papel de filtro Whatman nº 40. Ao mesmo tempo preparouse outra serie de mostras iguais que levaron o mesmo tratamento agás a fumigación con cloroformo. De cada mostra tomáronse dúas alicuotas de 3 mL do filtrado e leváronse a sequidade en dixestor a 60°C. A continuación oxidouse a materia orgánica con 10 mL de  $H_2SO_4$  concentrado e 5 mL de disolución de  $K_2Cr_2O_7$  0,2 N, no dixestor a 110°C durante hora e media. Os extractos deixáronse enfriar e valoráronse con sal de Mohr 0,2 N, usando difenilamina como indicador e engadindo tamén unhas gotas de ácido fosfórico. A sal de Mohr valorouse con disolución de dicromato potásico de concentración exactamente coñecida, engadindo tamén dous mililitros de ácido sulfúrico concentrado, unhas gotas de difenilamina e ácido fosfórico. En paralelo á determinación levouse a cabo un ensaio de branco de reactivos polo mesmo procedemento, usando as mesmas cantidades de todos os reactivos pero omitindo a mostra.

O contido en carbono de cada mostra calculouse mediante a seguinte fórmula:

$$mg\ C\ 100\ g^{-1} = \frac{(B - M) \cdot 3 \cdot N \cdot (40/3) \cdot 100}{m \cdot MS}$$

onde  $B$  é o volume de sal de Mohr gastado na valoración do branco,  $M$  o volume gastado na valoración da mostra,  $N$  é a normalidade da disolución da sal de Mohr,  $m$  é a masa de mostra, e  $MS$  o peso seco da mostra en tanto por un.

Para calcular o carbono correspondente a biomasa, restáronse os resultados obtidos para as mostras fumigadas e para as non fumigadas e o resultado dividiuse por un factor de 0,35 (Vance et al., 1987); os resultados expresáronse en miligramos de carbono por cen gramos de mostra seca.

### Reactivos

- Cloroformo ( $CHCl_3$ ).
- Sulfato de potasio ( $K_2SO_4$ ) 0,5 M: 87,1 g de  $K_2SO_4$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada, quentando un pouco. Déixase enfriar e enrásase a un litro.
- Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado.
- Dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 0,2 N: 9,81 g de  $K_2Cr_2O_7$  disólvense nuns 800 mL de auga destilada e lévanse a un litro.

- Sal de Mohr (sulfato ferroso amónico) 0,2 N: 39,2 g de sal de Mohr disólvense nuns 400 mL de auga destilada libre de CO<sub>2</sub>, e engádense con moito coidado 10 mL de ácido sulfúrico concentrado. Unha vez fría a disolución, enrásase a 500 mL.
- Ácido fosfórico (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) concentrado.
- Difenilamina 1%: 1 g de difenilamina disólvese en 100 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado.
- Dicromato de potasio 0,2000 N: 0,9806 g de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> seco en estufa disólvense nuns 80 mL de auga destilada e lévanse a 100 mL.

### 3.2.38. Actividade dehidroxenasa

A actividade da enzima dehidroxenasa determinouse segundo o método descrito por Tabatabai (1982), tal e como se explicou no apartado 3.2.32 da primeira parte da Tese, con dúas diferenzas: a masa de mostra que se utilizou en cada réplica, que foi de seis gramos, e os patróns de calibrado, que foron de menor concentración (entre 0,5 e 20 mg TPF L<sup>-1</sup>).

### 3.2.39. Compatibilidade de plantas: crecemento de cebada

Para avaliar a fitotoxicidade das mostras realizáronse dúas probas de compatibilidade con plantas, unha delas baseada en xerminación e crecemento de plantas, e outra baseada en xerminación e elongación das raíces. A primeira delas foi esta proba de crecemento, baseada no test da cebada da FCQAO (1994), descrito no apartado 3.2.36 da primeira parte da Tese.

#### *Procedemento*

Uns 400 g de mostra leváronse ao 80% da súa capacidade de campo con auga destilada, en recipientes de PVC de 12 cm de diámetro por 7 cm de altura, sementáronse con 50 sementes de cebada (*Hordeum vulgare* L.), e incubáronse durante dez días a 25°C con unha intensidade lumínica de 2800 lux e un fotoperíodo de doce horas. Contáronse as plantas existentes aos tres, sete e dez días, cortándose finalmente e pesándose. As plantas secáronse a 65°C e pesáronse de novo para rexistrar o peso seco.

### 3.2.40. Compatibilidade de plantas: xerminación de herba de Vigo

A segunda proba de fitotoxicidade realizada foi esta proba de xerminación e elongación de raíces con herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.), baseada nunha modificación do test OCDE n° 208 (OECD, 2006).

### *Procedemento*

Enchéronse placas Petri de 65 mm de diámetro con 15 g de mostra, aproximadamente, e humectáronse a capacidade de campo. Realizáronse tres réplicas de cada mostra, e en cada placa sementáronse dez sementes de herba de Vigo (*Lolium multiflorum* Lam.), e incubáronse na escuridade en estufa a 25°C durante sete días, determinándose a continuación o número de sementes xerminadas e a lonxitude media das raíces. Calculouse tamén un índice combinado (GI) da xerminación e a lonxitude da raíz (Moscoso et al., 2007):

$$GI = \frac{PX}{100 \cdot L}$$

no que *PX* é a porcentaxe de sementes xerminadas en cada mostra, e *L* a lonxitude media da raíz en milímetros.

### **3.2.41. Caracterización do té de compost**

#### ***pH***

Determinouse nunha alícuota do té de compost usando un electrodo de vidro Crison pH-Meter Basic 20.

#### ***Conductividade eléctrica***

Determinouse nunha alícuota do té de compost con un condutivímetro Hanna Instruments HI-9033.

#### ***Carbóno***

Determinouse nunha alícuota do té de compost por oxidación húmida con dicromato potásico 1,8 N e valoración con sal de Mohr do modo xa descrito.

#### ***Carbóno húmico***

Unha alícuota de 100 mL do té de compost levouse a pH 1 con ácido sulfúrico 1:1 axitando lentamente e deixouse repousar oito horas. Pasado este tempo, centrifugouse a 4500 rpm

durante 25 minutos e filtrouse. O precipitado lavouse dúas veces con 10 mL de ácido sulfúrico 0,001 N, e disolveuse con disolución de NaOH 0,5 N, levándose a continuación a 50 mL con auga destilada. Nunha alícuota de 5 mL deste extracto determinouse o carbono por oxidación húmida con  $K_2Cr_2O_7$  0,2 N e valoración con sal de Mohr do modo xa descrito.

### ***Nitróxeno***

Determinouse nunha alícuota do té de compost polo método de Kjeldahl, do modo descrito no apartado 3.2.15 da primeira parte.

### ***Nitróxeno inorgánico***

Determinouse nunha alícuota do té de compost por dixestión Kjeldahl e destilación con MgO e aleación Devarda (Keeney e Nelson, 1982), tal e como se explicou anteriormente.

### ***Relación $E_4/E_6$***

Determinouse do modo explicado no apartado 3.2.17 da primeira parte, nunha alícuota da mostra filtrada por 0,45  $\mu$ m nun espectrofotómetro Varian Cary 100.

### ***Calcio, magnesio e potasio***

Determináronse nunha alícuota do extracto por espectrofotometría de absorción con chama, para Ca e Mg, e de emisión, para K, nun equipo Varian 220FS, por comparación con patróns en auga, do modo descrito con anterioridade.

### ***Fósforo***

Determinouse nunha alícuota do té de compost por formación do complexo fosfomolibdico e detección espectrofotométrica a 840 nm (Olsen e Sommers, 1982), do modo explicado no apartado 3.2.34.

### ***Ensaio de fitotoxicidade***

Realizouse mediante o test de xerminación de berro con unha alícuota do té de compost, segundo o método descrito no apartado 3.2.34 da primeira parte.

### **3.2.42. Análise estatística**

Os datos obtidos analizáronse usando o programa SPSS 13.0 para Windows. Onde a análise de varianza de unha vía (ANOVA) deu diferenzas significativas entre tratamentos, usouse o test de Duncan para comparar as medias. Utilizouse o mesmo programa para realizar as regresións, correlacións, e os axustes das curvas de retención de auga aos modelos correspondentes.

## 4. RESULTADOS E DISCUSIÓN

### 4.1. PROPIEDADES DOS LODOS DE LOUSA

Para avaliar a posible utilización dun residuo en restauración, é esencial coñecer as súas propiedades físicas e químicas, para obter unha comprensión completa das limitacións existentes e daquelas propiedades favorables (Johnson et al., 1994). Entre estas propiedades son fundamentais a textura, as propiedades hídras (permeabilidade e capacidade de retención de auga), o pH e o contido en sulfuros (Allison, 1973). De cara ao seu uso na reconstrución do solo, os contidos en metais pesados son tamén de importancia polos seus posibles efectos negativos sobre a futura vexetación.

As características dos lodos de lousa estudados compáranse principalmente cos cinco lodos de lousa analizados por Álvarez et al. (2000) para Calfensa, posto que este é practicamente o único traballo de caracterización destes residuos feito coa finalidade de determinar a súa posible aplicación en restauración.

Os lodos de serrado da lousa son unha suspensión gris-azulada, que no seu estado inicial á saída do filtro-prensa forma tortas sen estrutura (Figura 77), e cando se seca ao ar desenvolve unha estrutura masiva formada por grandes terróns (Figura 92), que poden ter decenas de centímetros de diámetro.



Figura 92. Agregados de lodos de lousa nunha entulleira.

Seguramente o rasgo máis característico dos lodos de lousa, e que é en parte responsable do impacto visual dos depósitos destes materiais, sexa a súa cor. Aínda que existen lousas de varias cores, a maioría (e especialmente as que se explotan en Valdeorras) presentan tons grises, azulados ou negros, debidos á presenza de materia orgánica en forma de grafito (Lombardero et al., 2002). Coincidindo con isto, a cor de todas as mostras de lodos analizadas neste traballo foi



gris-azulada, con valores Munsell 10B 6/2 para *Irosa 1*, *Irosa 2* e *Irosa 3*, e 10B 5/2 para *Anpeal*.



Figura 93. Aspecto dos lodos de lousa no laboratorio.

#### 4.1.1. Composición mineralóxica

Os principais minerais presentes nos lodos de lousa son minerais resistentes (Táboa 100), como é habitual dada a orixe e formación desta rocha e son, por orde de abundancia, cuarzo, moscovita (filosilicatos 2:1, de fórmula xeral  $KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH,F)_2$ ), cloritas (filosilicatos 2:1:1, de fórmula xeral  $(Mg,Fe)_6(Si,Al)_4O_{10}(OH)_8$ ) e albita (plaxioclasa sódica, de fórmula xeral  $NaAlSi_3O_8$ ). Nas mostras *Irosa 2*, *Irosa 3* e *Anpeal* aparecen pequenas cantidades de microclina (feldespato potásico,  $KAlSi_3O_8$ ). A maioría destes minerais son herdados, coa excepción da albita, que podería ter sido formada durante o metamorfismo de baixo grao que dá lugar ás lousas.

Táboa 100. Mineraloxía dos lodos de lousa obtida por difracción de RX e estimación semicuantitativa dos compoñentes minerais en porcentaxe.

	Cuarzo	Moscovita	Clorita	Albita	Microclina
Irosa 1	56	22	10	3	-
Irosa 2	40	26	25	9	trazas
Irosa 3	41	29	24	7	trazas
Anpeal	40	25	27	6	2

Da observación dos espectros de difracción das catro mostras (Figura 94) destaca inmediatamente a semellanza entre eles, a pesar de que os lodos tomáronse en diferentes momentos e en diferentes lugares.

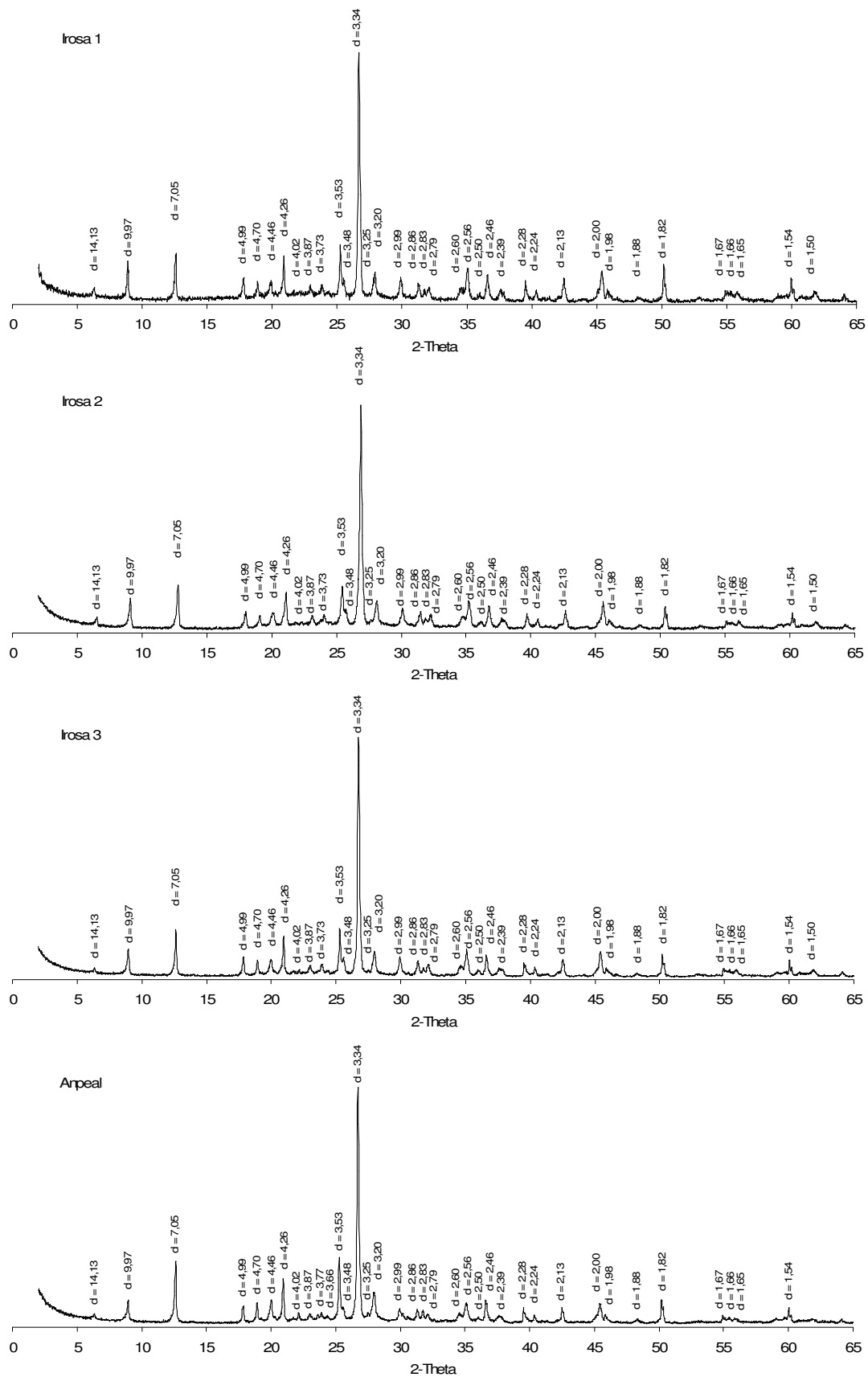


Figura 94. Difractogramas RX dos lodos de lousa.

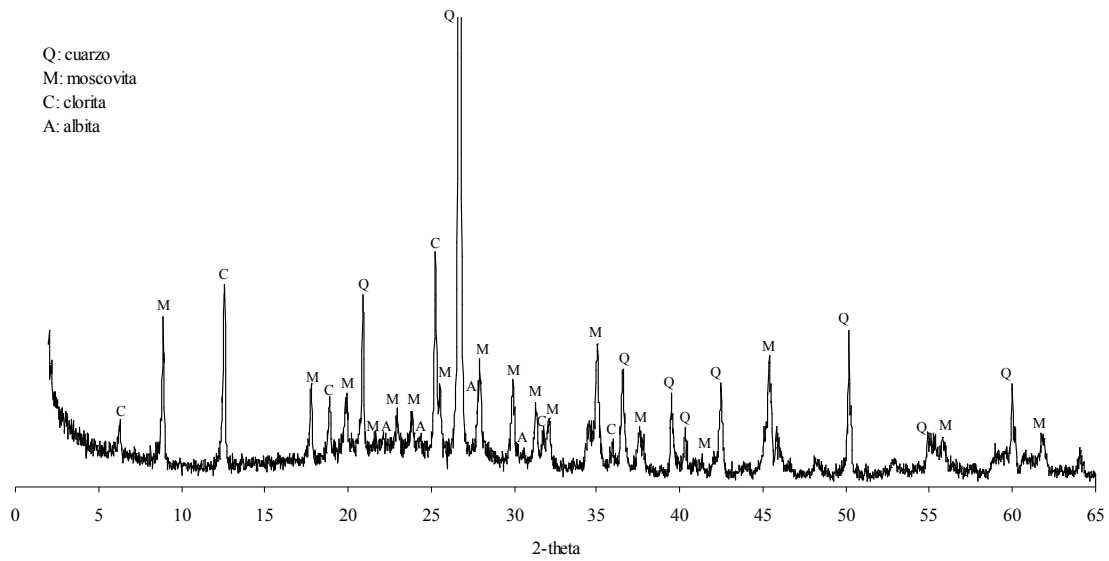


Figura 95. Detalle da asignación de picos para o difractograma RX dos lodos de lousa Irosa 1.

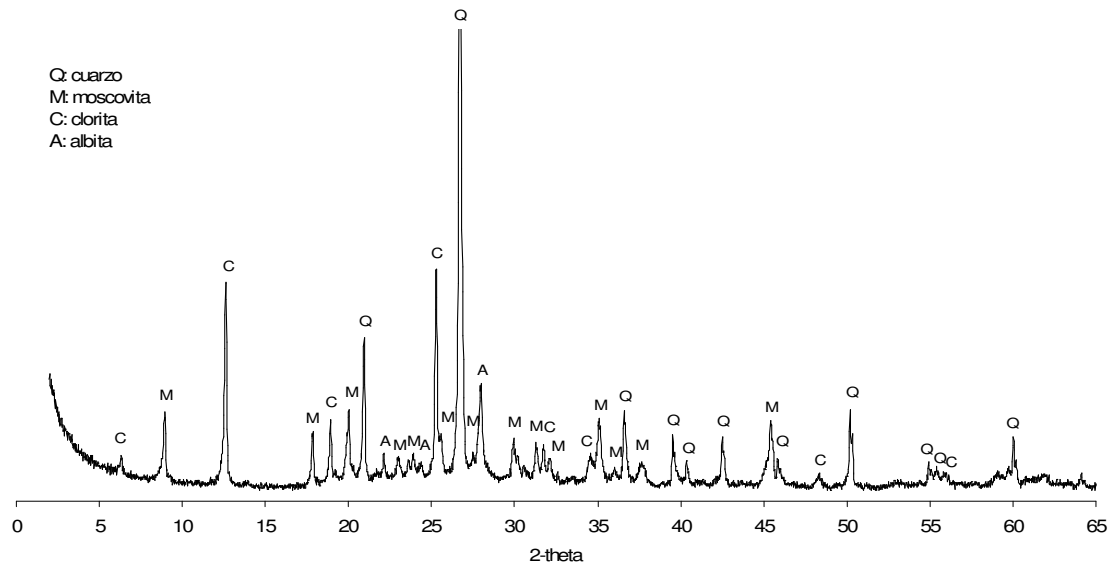


Figura 96. Detalle da asignación de picos para o difractograma RX dos lodos de lousa Anpeal.

A composición mineralóxica dos lodos coincide nos seus minerais principais (cuarzo, clorita e moscovita) coa composición das lousas das formacións Luarca e Rozadais que son maioritarias nas zonas de explotación da lousa (Táboa 101), aínda que a cantidade de cuarzo é máis alta nos lodos que na rocha. A composición mineralóxica dos lodos de lousa en xeral, e particularmente a elevada proporción de cuarzo, coincide cos datos de outros autores (Souza e Mansur, 2004), salvo variacións nos minerais secundarios e accesorios (Táboa 101). Para explicar a maior abundancia de cuarzo nos lodos con respecto á composición da rocha poderíamos suxerir a hipótese de que durante o serrado da lousa o cuarzo dá lugar ás partículas de maior tamaño

debido á súa maior dureza, mentres que os minerais máis brandos dan lugar a partículas de tamaño arxila que tardan máis en decantar e polo tanto son recirculados en parte coa auga, dando como resultado un progresivo enriquecemento da fase sólida en cuarzo. Esta hipótese apoiase na escasa proporción das arxilas fronte ao limo en todas as mostras de lodos, como se verá máis adiante.

*Táboa 101. Composición mineralóxica (en porcentaxe) de lousas de Valdeorras e lodos de lousa. Os valores para as lousas son os resultados da análise de 15 mostras. Non se amosan os minerais accesorios.*

	Lodos <sup>1</sup>	Lousas <sup>2</sup>
Cuarzo	54,4	13,5
Moscovita	31,2	14,3
Illita (moscovita)	-	36,0
Chamosita (clorita)	-	13,3
Clinocloro (clorita)	3,4	16,9
Hematites	7,9	-
Albita	1,3	6,1

<sup>1</sup> Souza e Mansur (2000).

<sup>2</sup> adaptado de Cárdenes e Monterroso (2008).

A susceptibilidade magnética dos lodos de lousa é moi baixa, con valores para  $\chi$  entre 20 e 30  $10^{-6} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$  (Táboa 102), e pode atribuírse principalmente á clorita, aínda que non se pode descartar a presenza de pequenas cantidades de sulfuros de ferro, que son os principais minerais magnéticos en lousas (Thompson e Oldfield, 1986), especialmente a pirrotina, que é moi común en rochas metamórficas, e que por presentar ferromagnetismo ten un valor de susceptibilidade moi elevado (Clark e Tonkin, 1994). En todo caso, de haber cantidades significativas deste sulfuro nos lodos, o valor para  $\chi$  sería notablemente maior.

*Táboa 102. Susceptibilidade magnética ( $\chi$ ) dos lodos de lousa.*

	$\chi$ ( $10^{-6} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ )
Irosa 1	20,1
Irosa 2	20,7
Irosa 3	32,2
Anpeal	26,4

Táboa 103. Susceptibilidade magnética ( $\chi$ ) dos principais minerais presentes nos lodos de lousa (Borradaile e Henry, 1997).

	$\chi$ ( $10^{-6} \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ )
Cuarzo	-13
Cloritas	552
Moscovita	140
Feldespatos	-14
Pirrotina	$1,5 \cdot 10^6$

#### 4.1.2. Análise granulométrica

Os lodos de lousa son un material con unha distribución granulométrica enormemente homoxénea (Táboa 104). A fracción maioritaria de todas as mostras foi o limo fino, seguida moi de lonxe pola arxila, sendo a fracción area a menos abundante. De acordo co diagrama de texturas americano (U.S.D.A., 1951), a textura dos lodos de lousa é limosa ou franco-limosa (Figura 97). Da comparación destes datos cos resultados das escasas caracterizacións de lodos de lousas levadas a cabo por outros autores vemos que a homoxeneidade textural é un rasgo típico deste material, e común tamén a outros residuos mineiros procedentes de procesos de serrado. Na caracterización levada a cabo por Salgueiriño (1999), as mostras de lodos de lousa analizadas presentan como fracción maioritaria e case única a de tamaño entre 1,2 e 20  $\mu\text{m}$ ; catro das cinco mostras analizadas por Álvarez et al. (2000) presentan entre un 55 e un 65% de limo fino (2-20  $\mu\text{m}$ ), e a mostra analizada por Garzón et al. (2006) presenta un 51% de limo (2-50  $\mu\text{m}$ ).

Táboa 104. Distribución granulométrica (en porcentaxe) e textura dos lodos de lousa, e comparación con datos recollidos na bibliografía.

	Area	Limo grosso	Limo fino	Arxila	Textura
Irosa 1	7,6	4,2	76,7	11,4	Limosa
Irosa 2	4,2	0,0	77,5	18,3	Franco-limosa
Irosa 3	5,4	14,6	70,1	9,9	Limosa
Anpeal	10,5	12,5	65,6	11,4	Franco-limosa
Bibliografía					
Álvarez et al. (2000)	14,5	7,5	52,3	25,7	Franco-limosa
Garzón et al. (2006)	4		51†	45	Arxilo-limosa

† Neste traballo non se distinguíu entre limo grosso e limo fino.

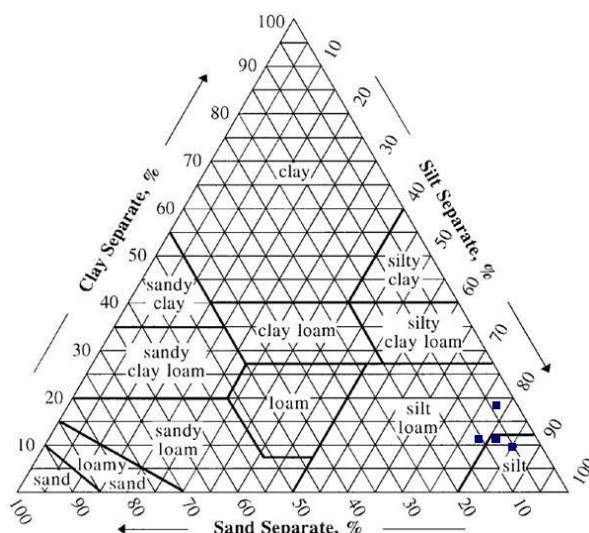


Figura 97. Textura dos lodos de lousa estudados no triángulo USDA.

Esta homoxeneidade na distribución de tamaños pode explicarse tendo en conta diferentes factores: a textura da rocha, a diferente dureza dos minerais que a compoñen, e os procesos de serrado e decantación. Probablemente a razón principal desta distribución se atope na formación do material durante o serrado, como podemos comprobar observando as distribucións de tamaño de partícula de diferentes materiais orixinados tamén en procesos de serrado: Fraser e McBride (2000) atoparon que a fracción limo representaba entre o 46 e o 69% en lodos de procesado de dolomitas; Barral et al. (2005) obtiveron resultados de entre o 65 e o 70% para o limo fino en lodos de serrado do granito; e Delgado e Juncosa (2005) valores entre 60-80% para o limo tamén en lodos de granito. A textura orixinal da lousa é moi fina (menor de 75  $\mu\text{m}$ ), polo que o serrado vai dar lugar preferentemente a partículas finas. O cuarzo dará lugar principalmente a partículas de tamaño limo, e os filosilicatos a partículas de tamaño arxila, que se depositarán nas balsas de decantación con maior dificultade, o que explica o escaso peso desta fracción na distribución granulométrica dos lodos. Resulta interesante notar a escasa variación da granulometría en lodos recollidos en diferentes momentos (mostras *Irosa 1-3*) e lugares (mostra *Anpeal*), o que parece confirmar que esta propiedades está moi condicionada polo proceso que orixina os lodos, dando lugar a materiais de características moi semellantes.

A distribución de tamaño de partícula de residuos mineiros inflúe noutras propiedades físicas e químicas, como a infiltración, a condutividade hidráulica, a capacidade de retención de auga e a capacidade de cambio iónico (Sabey et al., 1987; Dollhopf e Postle, 1988). Non se pode considerar que exista unha distribución “ideal” para todos os usos do solo, pero polo xeral o desexable sería unha textura equilibrada, con unha proporción de area que permita a aireación e a penetración e desenvolvemento das raíces, e suficiente arxila para a retención e subministro de auga e nutrientes. Ademais, a arxila protexe a materia orgánica fronte á mineralización grazas á formación de complexos arxilo-húmicos, o que nun primeiro momento da restauración

é moi importante para manter niveis altos de materia orgánica (Graham e Haynes, 2004), especialmente nun material como os lodos que non presentan outros axentes que estabilicen a materia orgánica, tales como óxidos de ferro e aluminio. Hai que indicar que as texturas limosas como a dos lodos de lousa asóciense a solos con estrutura pobre, alta susceptibilidade á erosión, e restricións físicas para o desenvolvemento vexetal (F.A.O., 1967; Duchaufour, 1987; Benito e Díaz-Fierros, 1992).

#### 4.1.3. Arxila dispersable

A dispersión das mostras de lodos en auga permite predecir o comportamento probable do material en campo, no que se refire á súa estabilidade estrutural. Ademais, a arxila dispersable en auga é moi importante de cara aos procesos de erosión, e varios autores demostraron que se correlaciona co contido total en arxila, e está influída polo contido en óxidos de Fe e Al, sales solubles, relacións entre catións cambiabes, e natureza das arxilas (Calero et al., 2008). A arxila dispersable en auga foi escasa en todas as mostras *Irosa* (Táboa 105), o que indica un grao elevado de estabilidade física da arxila e un risco baixo de perda desta fracción, a excepción de episodios de choiva torrencial nos que se produza arrastre, o que contrasta coa mostra *Anpeal*, na que case toda a arxila é dispersable en auga. Tendo en conta a distribución granulométrica dos lodos sen dispersante, a textura segundo o triángulo USDA pasaría a ser limosa en todos os casos. Os resultados obtidos foron en xeral moi semellantes aos de Álvarez et al. (2000).

*Táboa 105. Análise granulométrica (en porcentaxe) e textura dos lodos de lousa sen dispersante, estabilidade física das arxilas (AC), porcentaxe de arxila dispersable en auga (% da arxila total), e comparación cos datos para cinco lodos de lousa adaptados de Álvarez et al. (2000).*

	Area	Limo grosso	Limo fino	Arxila	Textura	AC	Arxila dispersable
<i>Irosa 1</i>	5,8	60,2	32,9	1,1	limosa	10,4	9,5
<i>Irosa 2</i>	5,2	50,3	43,5	1,1	limosa	17,3	5,8
<i>Irosa 3</i>	6,5	69,8	22,9	0,8	limosa	9,1	8,0
<i>Anpeal</i>	10,0	17,6	62,8	9,6	limosa	1,9	83,7
Bibliografía							
Álvarez et al. (2000)	16	25	57	2	-	23	8

Na Táboa 105 amósanse tamén os valores do parámetro AC (diferenza entre a arxila dispersada con e sen dispersante sódico), que se relaciona coa estabilidade física das arxilas. As mostras *Irosa 1*, *Irosa 2* e *Irosa 3* teñen valores altos de AC, o que indica baixo risco de iluviación, mentres que a mostra *Anpeal*, aínda que ten pouca arxila dispersable (porcentaxe sobre o total do material), a súa estabilidade é moi baixa. A pesar da estabilidade da arxilas en tres das

mostras de lodos, os procesos erosivos non se verán por iso mermados na súa intensidade, xa que a granulometría é tan fina e a estrutura tan feble que os lodos poden ser facilmente arrastrados pola choiva.

#### 4.1.4. Densidade e porosidade

A densidade real dos lodos (Táboa 106) oscilou entre 2,8 e 3,1 Mg m<sup>-3</sup>, valores semellantes aos da lousa (García-Guinea et al., 1997). O valor da densidade aparente, lixeiramente por riba de 1 Mg m<sup>-3</sup>, foi considerablemente baixa, e bastante menor que os valores considerados limitantes para o crecemento das plantas, en torno a 1,65 Mg m<sup>-3</sup> (Joost et al., 1987). En consecuencia, os valores de porosidade total foron elevados, en torno ao 60%.

Táboa 106. Densidade e porosidade dos lodos de lousa.

	Densidade real Mg m <sup>-3</sup>	Densidade aparente Mg m <sup>-3</sup>	Porosidade %
Irosa 1	3,03	†	†
Irosa 2	3,07	1,10	64
Irosa 3	2,76	†	†
Anpeal	2,79	1,14	59

† non determinado



Figura 98. Lixeira colonización espontánea na zona non compactada dunha entulleira de lousa (esquerda), e zona compactada polo tránsito de maquinaria na mesma entulleira (dereita). Ambas imaxes corresponden á entulleira de ANPEAL (O Barco de Valdeorras, Ourense).



Aínda que os valores de densidade aparente e porosidade dos lodos de lousa son en principio adecuados para o desenvolvemento vexetal, semellándose moito aos valores normais en horizontes superficiais de solos minerais, hai que ter en conta que non se van manter necesariamente nas condicións reais das entulleiras, pois o repetido paso de maquinaria pesada sobre os lodos húmidos produce un importante incremento da compactación e polo tanto da densidade aparente. Hai que lembrar que as mostras de lodos estudadas aquí non sufriron compactación antes da súa recollida, pois foron tomadas pouco despois do seu vertido, antes de seren compactados polas máquinas. De feito, a compactación parece ser o maior limitante á revexetación dos lodos de lousa en condicións de campo, pois en entulleiras e zonas con acumulación de lodos obsérvase a aparición de vexetación espontánea só nos bordes das pistas e entulleiras, é dicir, nas zonas máis apartadas do paso da maquinaria e polo tanto menos compactadas (Figura 98).

O ensaio de compactación, que é fundamental para coñecer o comportamento dos lodos en campo, realizouse unicamente á mostra *Anpeal* (Figura 99) debido á grande cantidade de mostra necesaria para a determinación. Os lodos de lousa amosaron unha elevada susceptibilidade á compactación, como indica a elevada pendente do tramo ascendente da curva (García Pita, 1985).

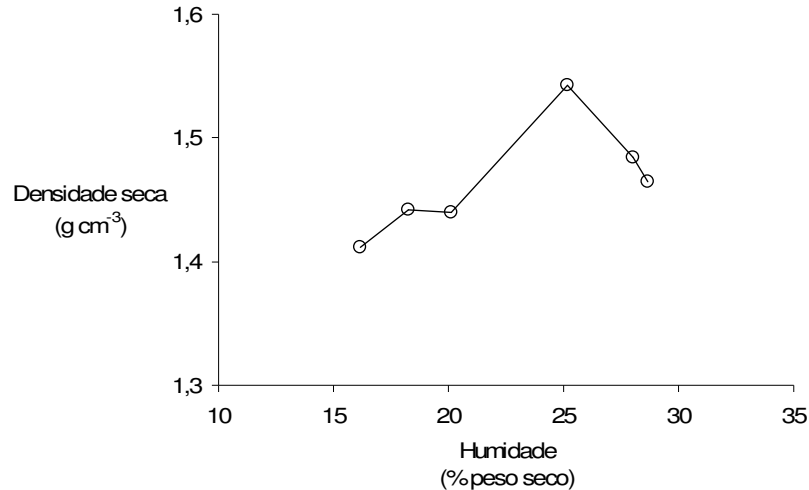


Figura 99. Curva de compactación Proctor dos lodos de lousa *Anpeal*.

O máximo de compactación dos lodos de lousa, correspondente a unha densidade seca máxima de 1,54 Mg m<sup>-3</sup> e unha porosidade do 44,7%, atópase en torno a un 25% de humidade (Táboa 107). Esta humidade é inferior á de outros residuos mineiros semellantes, mentres que a densidade seca máxima é intermedia entre a dos lodos vermellos e os lodos de granito.

Táboa 107. Resultados do ensaio de compactación Proctor para os lodos de lousa Anpeal.

	Humidade óptima (%)	Densidade seca máxima (Mg m <sup>-3</sup> )	Porosidade (%)
Anpeal	25,2	1,54	44,7
Bibliografía			
Lodos vermellos <sup>1</sup>	28,1	1,69	-
Lodos de granito <sup>2</sup>	33,4	1,41	-

<sup>1</sup> Rubinos, 2007.<sup>2</sup> Delgado e Juncosa, 2005.

#### 4.1.5. Capacidade de retención de auga

A baixa capacidade de retención de auga é unha das principais limitacións para a revexetación de residuos mineiros (Tordoff et al., 2000; Rowe et al., 2005). Os lodos de lousa, sen embargo, debido á súa textura fina, non presentaron unha capacidade de retención de auga especialmente limitante, e os valores observados por nós son da orde dos recollidos por Álvarez et al. (2000). A capacidade de retención de auga foi moi semellante entre as distintas mostras de lodos (Táboa 108); a capacidade de campo oscilou en torno ao 45-50%, e o punto de marchitamento entre o 5 e o 10%. A auga útil oscilou entre 35,8 e 45,7%, sendo maior que a de outros residuos mineiros como os do lignito, que presentan valores tan baixos como un 10% (Varela et al., 1993). Aínda que a baixa humidade no punto de marchitamento ten como efecto unha porcentaxe de auga útil elevada, o feito de que os lodos presenten tan baixa capacidade de retención de auga a altas presións de succión é beneficioso para os microorganismos, moitos dos cales habitan nos poros finos e nas superficies onde a auga se atopa máis fortemente retida e poden permanecer activos en condicións de moi baixa humidade (Sierra, 1997; Paradelo e Barral, 2009).

Táboa 108. Capacidade de retención de auga dos lodos de lousa (g 100 g<sup>-1</sup>), e comparación cos datos de Álvarez et al. (2000). CC: capacidade de campo; PMP: punto de marchitamento permanente.

	Saturación	CC	PMP	Auga útil
Irosa 1	†	44,0	5,2	38,8
Irosa 2	57,4	50,7	5,1	45,7
Irosa 3	53,8	50,9	6,5	44,4
Anpeal	50,2	49,0	13,2	35,8
Bibliografía				
Álvarez et al. (2000)	51,9	45,2	6,5	38,7

† non determinado

A capacidade de retención de auga está relacionada coa porosidade. A retención de auga a saturación permite determinar a porosidade efectiva dos lodos, que estivo por debaixo do 60%, que foi o valor calculado a partir das medidas de densidade real e aparente (Táboa 106). Isto indica que parte da porosidade dos lodos, entre un 5-10%, non é efectiva no almacenamento de auga, o que pode deberse a que se trate de poros non comunicantes ou a que sexan excesivamente grandes para reter a auga (poros maiores de 1 mm de radio).

Na Figura 100 amósanse as curvas de retención de auga dos lodos de lousa *Irosa 2* e *Anpeal*. A maior parte da auga retida polos lodos en condicións próximas á saturación pérdese rapidamente a valores de pF entre 2 e 3,5. Isto indica que a maioría dos poros teñen radios comprendidos entre 0,1 e 1  $\mu\text{m}$ , sendo moi baixa a proporción de macroporos, como demostra a escasa cantidade de auga retida entre condicións de saturación e pF 2. Este comportamento é típico de materiais con elevadas porcentaxes de limo (Álvarez et al., 2000), e terá como consecuencia o cambio rápido desde condicións de asfixia radicular para as plantas, por exceso de auga, a seca extrema. Os baixos valores de retención de auga a altas presións de succión poden atribuírse á escasa presenza de arxilas nos lodos: Álvarez et al. (2000) describiron curvas de retención de auga similares e correlacións significativas entre a auga retida a valores altos de succión e a porcentaxe de arxila de lodos de lousa.

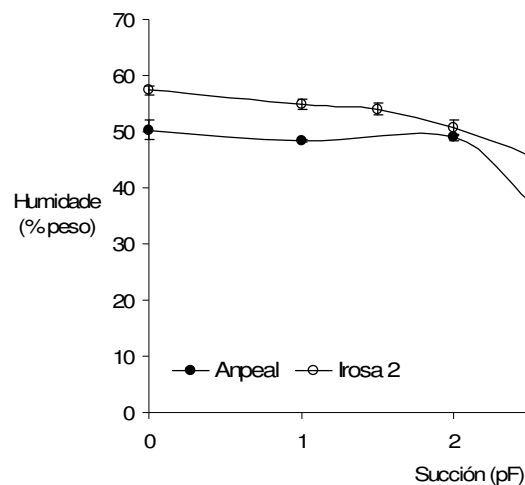


Figura 100. Curvas de retención de auga dos lodos de lousa *Irosa 1* e *Anpeal*. As barras representan a desviación estándar.

As curvas de retención de auga describíronse mediante o modelo de Van Genuchten, que ten un interese especial neste caso porque o desenvolvemento deste modelo levouse a cabo principalmente usando datos de solos, a súa adecuación á descrición do comportamento de outros materiais non está probada. Para simplificar o axuste dos valores da curva aos modelos

teóricos, nos que a humidade debe expresarse en volume, déuselle á densidade aparente un valor de 1, o que nos permitiu usar directamente os valores de humidade en peso para os axustes. Os valores dos coeficientes de axuste das curvas ás ecuacións de Van Genuchten e os coeficientes de determinación amósanse na Táboa 109.

Táboa 109. Axuste dos valores das curvas de retención de auga dos lodos de lousa ás ecuacións de van Genuchten.

<i>Irosa 2</i>	$\theta_r$	$\alpha$	$n$	$m$	$R^2$
Orixinal	1,68	0,01	0,82	3,72	0,987
m=1	0	0,06	1,02	1	0,982
m=1-1/n	0	0,17	1,68	0,40	0,966
m=1-2/n	0	0,21	2,61	0,23	0,951
<i>Anpeal</i>					
Orixinal	0	0,90	4,8	0,05	0,996
m=1	11,6	0,12	0,97	1	0,987
m=1-1/n	5,8	0,45	1,4	0,29	0,991
m=1-2/n	10,4	0,54	2,5	0,19	0,991

O modelo sen simplificacións foi o que deu lugar ao mellor axuste nos dous casos, como demostra o valor do coeficiente  $R^2$ . Na mostra *Irosa 2*, cando se tentou simplificar a ecuación orixinal de Van Genuchten foi necesario incluír restricións para o axuste: o valor de  $\theta_r$  tivo que ser fixado en 0 porque tomaba valores negativos durante a optimización, un problema que xa foi observado por Vereecken et al. (1989). Estas restricións son a causa de que os axustes a estes modelos fosen peores. Cada aproximación deu lugar a cambios nos valores dos parámetros  $\alpha$  e  $n$ , que tiveron os efectos esperados na forma da curva. A medida que os axustes produciron valores máis altos de  $\alpha$ , a zona de saturación capilar desprazouse a valores máis altos de succión, dando lugar en consecuencia a un incremento da pendente do tramo de desaturación, que se manifestou en valores máis altos de  $n$ . Isto ten como consecuencia un valor cada vez menor de  $m$  que non se corresponde cos datos experimentais, nos que se observa que o tramo da curva de saturación residual ten unha pendente elevada, e polo tanto os valores de  $m$  deberían ser altos para un bo axuste, como ocorre no modelo sen simplificar, no que  $m$  ten un valor de 3,7. A mostra *Anpeal* tivo un comportamento diferente. Debido ao valor máis alto para o punto de marchitamento,  $\theta_r$ , non se fixo menor de cero durante a optimización, e os axustes foron mellores en todos os casos que na mostra *Irosa 2*. Posto que a pendente do tramo de desaturación da curva foi máis baixa, o valor de  $m$  tamén foi menor que na mostra *Irosa 2*.

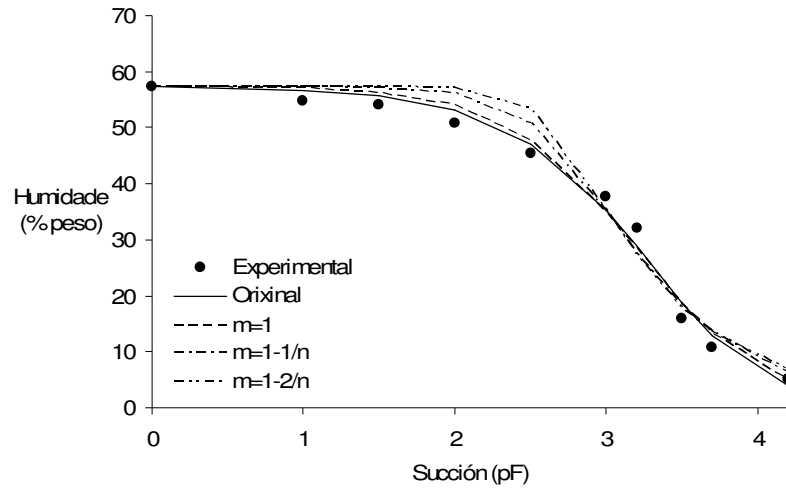


Figura 101. Axuste da curva de retención de auga da mostra Irosa 2 ás diversas modificacións das ecuacións de Van Genuchten.

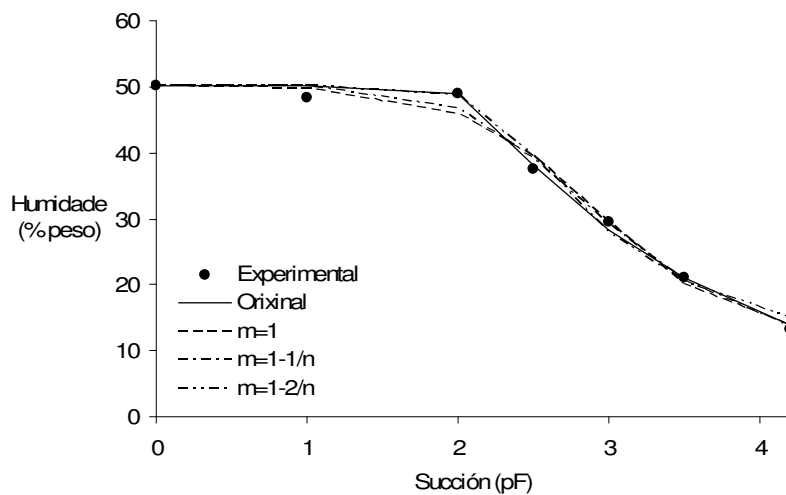


Figura 102. Axuste da curva de retención de auga da mostra Anpeal ás diversas modificacións das ecuacións de Van Genuchten.

O punto de inflexión da curva de retención de auga é un parámetro importante en relación co manexo do solo, pois como indican Dexter e Bird (2001) a humidade que corresponde a este punto podería ser o valor óptimo de humidade para o manexo. Este é un valor especialmente relevante no caso de materiais inestables como os lodos de lousa, ao indicar a humidade á cal se deben realizar as labores de restauración para producir a mínima desestabilización dunha estrutura xa de por si débil. Tanto o valor de humidade óptimo ( $\theta_i$ ) como os valores máximos para o manexo ( $\theta_{UTL}$ ), que é o valor de humidade por riba do cal o solo non se debe traballar para preservar a súa estrutura (Táboa 110), calculados segundo se explicou no apartado 3.2.10,

foron considerablemente menores que a capacidade de campo, o que indicaría dificultades para o manexo e desaconsella o uso agrícola dos solos baseados neste material.

Táboa 110. Parámetros da curva de retención de auga dos lodos de lousa estimados a partir das ecuacións de Dexter e Bird (2001).

	$\theta_i$	pF inflexión	Pendente	$\theta_{UTL}$
Irosa 2	34,8	2,54	-0,43	43,8
Anpeal	34,6	1,97	-0,21	40,9

#### 4.1.6. Distribución de tamaño de poro

Na Figura 103 amósase a distribución de tamaño de poros calculada a partir dos datos experimentais da curva de retención de auga. Os poros maioritarios para a mostra *Irosa 2* foron aqueles de radio equivalente entre 0,5 e 1,5  $\mu\text{m}$ . A mostra *Anpeal* presentou unha distribución máis uniforme que *Irosa 2*, o que se podería relacionar coa súa textura, algo máis equilibrada, e que dará lugar a unha maior variedade de poros.

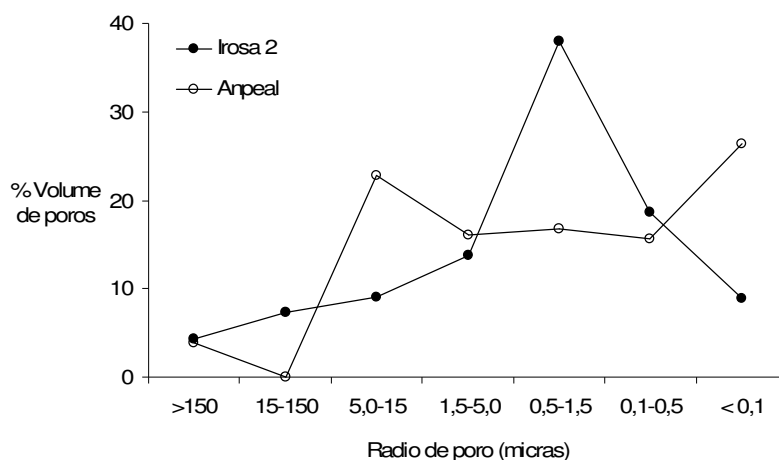


Figura 103. Distribución experimental de tamaño de poro dos lodos de lousa *Irosa 2* e *Anpeal*.

A función distribución de tamaño de poro, estimada a partir dos axustes á ecuación de Van Genuchten segundo as ecuacións descritas no apartado 3.2.8, amósase na Figura 104. Para a mostra *Irosa 2* os poros maioritarios serían os de radio en torno a 5  $\mu\text{m}$ , mentres que para a mostra *Anpeal* son os de radios en torno a 10  $\mu\text{m}$ . Como se ve, esta aproximación deu como resultado unha sobreestimación do tamaño medio de poro con respecto aos datos experimentais, subestimando a cantidade de microporos, como consecuencia do valor obtido para  $\theta_r$ , que foi cero nestes axustes. A curva da mostra *Irosa 2* ten tamén unha forma máis gaussiana que a derivada dos datos experimentais. En calquera dos casos, destaca a ausencia de

macroporosidade dos lodos, que terá como efecto negativo acelerar a evaporación en superficie, ao favorecer o ascenso capilar, e polo tanto a desecación dos lodos, facéndoos así máis susceptibles á erosión eólica.

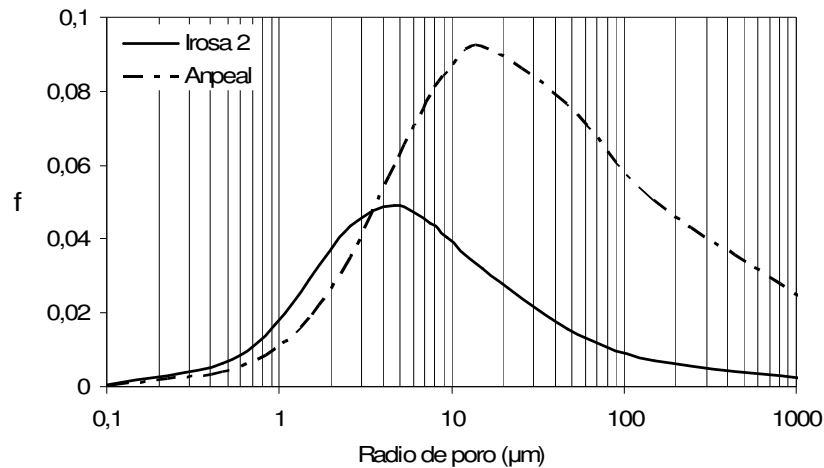


Figura 104. Función distribución de tamaño de poro ( $f$ ) dos lodos de lousa Irosa 2 e Anpeal.

#### 4.1.7. Condutividade hidráulica

Segundo os valores de condutividade hidráulica saturada, que estiveron entre  $10^{-6}$  e  $10^{-7}$   $\text{m s}^{-1}$  (Táboa 111), os lodos de lousa clasifícanse como de condutividade lenta ou moi lenta (O'Neal, 1952). Isto ten como consecuencia que os lodos encharcaranse con rapidez e serán doadamente arrastrados pola choiva e as augas de escorrentía, especialmente nas ladeiras, podendo formarse cárcavas nos taludes. A condutividade hidráulica saturada en solos de mina e residuos mineiros soe ser menor que en solos naturais debido á falta de estrutura dos materiais, o baixo contido en materia orgánica, e polo efecto da compactación (Dollhopf e Postle, 1988).

Táboa 111. Condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) dos lodos de lousa.

	$K_s$ ( $\text{m s}^{-1}$ )	Permeabilidade
Irosa 1	$9,3 \cdot 10^{-07}$	lenta
Irosa 2	$6,7 \cdot 10^{-07}$	lenta
Irosa 3	$5,0 \cdot 10^{-07}$	lenta
Anpeal	$1,8 \cdot 10^{-07}$	moi lenta

A medida que un solo vai secando, o fluxo prodúcese a través de poros cada vez máis pequenos, pois os maiores están cheos de ar. A condutividade redúcese a medida que o solo se seca, pois no solo insaturado o movemento prodúcese a través das películas de auga retidas sobre as

superficies e nos poros máis pequenos. Nas Figuras 105 e 106 amósanse os valores preditos para a condutividade hidráulica insaturada a diferentes valores de humidade, usando as simplificacións  $m=1-1/n$  e  $m=1-2/n$  para o axuste dos datos da curva de retención de auga ás ecuacións de Van Genuchten. A condutividade hidráulica dos lodos saturados de auga reduciríase lentamente a medida que estes se secan ata preto da capacidade de campo (pF 2), o cal é unha consecuencia da escasa proporción de macroporos. Sen embargo, unha vez que se baleiran os poros que conforman a maioría da porosidade efectiva dos lodos, a condutividade hidráulica reduciríase bruscamente, o que pode deberse, ademais de á redución do número de poros ocupados por auga, a un incremento da tortuosidade dos poros restantes.

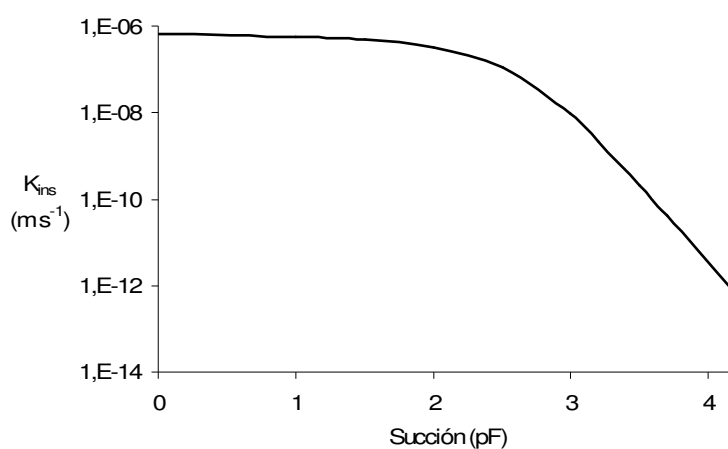


Figura 105. Estimación da variación da condutividade hidráulica insaturada coa humidade dos lodos de lousa Irosa 2, para  $m=1-2/n$ . O valor a pF 0 corresponde a  $K_s$ , determinada experimentalmente.

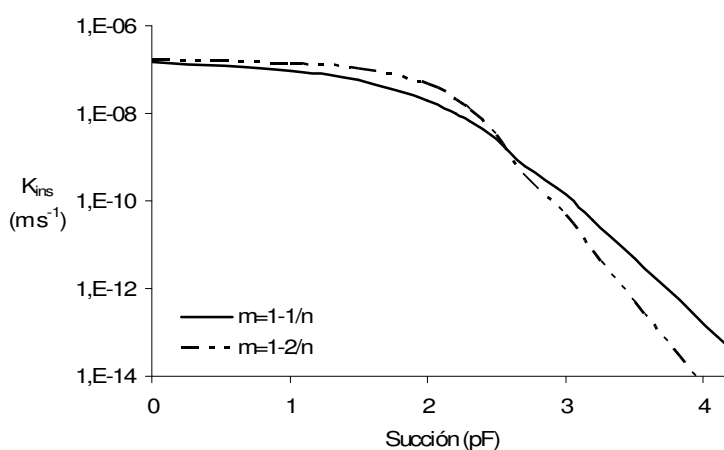


Figura 106. Estimación da variación da condutividade hidráulica insaturada coa humidade dos lodos de lousa Anpeal. O valor a pF 0 corresponde a  $K_s$ , determinada experimentalmente.



#### 4.1.8. Consistencia

A determinación da consistencia permite coñecer a utilidade dun material como substrato para a revexetación, a súa susceptibilidade á erosión, ou a resistencia ante as forzas aplicadas (Dollhopf e Postle, 1988). Os límites plástico e líquido serven para coñecer a humidade a que un material se pode traballar para un uso determinado, e utilízanse como valores de referencia dentro dunha escala aproximada de consistencia, dun modo parecido á capacidade de campo e o punto de marchitamento para a dispoñibilidade de auga: un solo é friable a valores de humidade por debaixo do límite plástico, pero por riba dese valor o manexo suporá dificultades debido á formación de terróns (Marshall e Holmes, 1988). As características plásticas dun material están relacionadas tamén coa súa susceptibilidade á compactación. Aqueles solos que precisan menor cantidade de auga para acadar o estado plástico, é dicir, que presentan baixos valores de humidade para o límite plástico, son os que presentan maior sensibilidade á compactación, de modo que a densidade máxima redúcese a medida que se incrementa o límite plástico (García Pita, 1985).

Os valores do índice de plasticidade dos lodos de lousa foron moi baixos, é dicir, que pasan dun estado pulverulento a un estado plástico e logo fluído con pequenas variacións de humidade. Segundo o sistema de clasificación unificado, establecido por Casagrande, os lodos pertencen ao grupo ML, descrito como “limos de plasticidade baixa a media”, e encadraríanse dentro da clase compresibilidade intermedia (valores do límite líquido entre 35 e 50), segundo a clasificación do *British Soil Classification System* (Campbell, 1991). Os valores atopados para os lodos estudados aquí son semellantes aos publicados por Álvarez et al. (2000).

Táboa 112. Consistencia dos lodos de lousa (%), e comparación cos datos de Álvarez et al. (2000). LL: límite líquido; LP: límite plástico; IP: índice de plasticidade; A: actividade.

	LL	LP	IP
Irosa 1	38,4	31,7	6,7
Irosa 2	35,9	31,4	4,4
Irosa 3	37,9	29,5	8,4
Anpeal	35,2	27,8	7,4
Bibliografía			
Álvarez et al. (2000)	35,5	32,2	3,3

Segundo Marshall e Holmes (1988), o límite líquido en solos correspóndese coa auga retida a unha presión de succión entre -3 e -10 cm (é dicir, pF 0,5-1), e o límite plástico coa auga retida a unha presión de succión de entre -7 e -10 m (é dicir, en torno a pF 3). Así, o normal é que o

límite líquido dun solo sexa maior que a súa capacidade de campo (aproximadamente pF 2). Nos lodos de lousa, o límite líquido correspóndese aproximadamente con valores de succión de pF 3 para *Irosa 2* e pF 2,6 para *Anpeal*, mentres que o límite plástico corresponde aproximadamente á humidade a unha presión de succión de pF 3,1 para ambas mostras (Táboa 113). É doado decatarse do problema que pode representar un solo coa capacidade de fluír a capacidade de campo, ou incluso a humidades inferiores, como é o caso dos lodos de lousa. Un solo ben drenado non vai estar moito tempo máis húmido que o que corresponde á súa capacidade de campo (uns días como máximo, segundo a definición deste parámetro), o que garante a súa estabilidade, aínda que o solo temporalmente estea por riba do seu límite líquido. O feito de que o límite líquido sexa moito máis baixo que a capacidade de campo implica que os lodos son materiais moi inestables en condicións de campo, posto que o tempo que pasen con unha humidade igual ou superior ao límite líquido será maior que se a relación fose á inversa. Isto representa unha situación grave tendo en conta que as entulleiras atópanse en moitas ocasións en zonas de fortes pendentes, e unido á falta de estrutura dos lodos, dará lugar a un maior risco de movemento dos materiais ladeira abaixo, erosión, e contaminación de cursos fluviais con partículas en suspensión.

Táboa 113. Comparación entre os límites de Atterberg e a capacidade de retención de auga (%). LL: límite líquido; LP: límite plástico.

	pF 2	LL	pF 3	LP
<i>Irosa 2</i>	50,7	35,9	37,6	31,4
<i>Anpeal</i>	49,0	35,2	29,5	27,8

#### 4.1.9. C e N totais

Aínda que as propiedades físicas limitan a miúdo de modo decisivo o establecemento e éxito da vexetación en residuos mineiros e solos de mina, hai que ter moi en conta as propiedades químicas, que poden chegar a inhibir completamente o crecemento vexetal. Os problemas de tipo químico máis comúns nestes casos son os valores extremos de pH, os niveis tóxicos de certos elementos, e a deficiencia de nutrientes esenciais para as plantas (Vogel, 1987; Hossner e Hons, 1992; Ye et al., 2000; Wong, 2003). Ademais, como é tamén habitual en residuos mineiros, os lodos de lousa presentaron valores baixos de carbono e nitróxeno (Táboa 114). As concentracións de carbono foron menores do 1%, e as de nitróxeno menores do 0,1%. entre cinco e dez veces inferiores aos contidos habituais en solos naturais sobre lousas (Guitián e Carballas, 1982), e semellantes aos de outros lodos de lousa. As cantidades existentes de carbono débense por unha parte á materia gráfitica que lle dá a súa cor característica á lousa, e por outra á posible presenza de trazas de carbonatos.

Táboa 114. C e N totais dos lodos de lousa.

	C total	N total	C/N
	%	%	
Irosa 1	0,42	0,04	10
Irosa 2	0,43	0,04	10
Irosa 3	0,47	0,07	7
Anpeal	0,72	0,07	11
Bibliografía			
Álvarez et al. (2000)	0,55	0,06	9
Garzón et al. (2006)	0,89	0,08	11

#### 4.1.10. Condutividade eléctrica, pH e acidez potencial

A condutividade eléctrica dos lodos de lousa oscilou entre 0,81 e 2,0 dS m<sup>-1</sup>, correspondendo o valor máis elevado á mostra *Irosa 3* (Táboa 115). Estes valores son algo superiores aos recollidos por outros autores para lodos de lousa, pero en todo caso a condutividade eléctrica está por debaixo dos valores considerados prexudiciais para a maioría de especies vexetais (Nielsen e Peterson, 1978; Prasad e Power, 1997).

Táboa 115. Principais propiedades químicas dos lodos de lousa. CE: condutividade eléctrica; pH<sub>w</sub>: pH en auga; pH<sub>KCl</sub>: pH en KCl 0,1N; pH<sub>ox</sub>: pH de oxidación; PNA: produción neta de acidez.

	CE	pH <sub>w</sub>	pH <sub>KCl</sub>	pH <sub>ox</sub>	PNA	S total
	dS m <sup>-1</sup>				kg CaCO <sub>3</sub> t <sup>-1</sup>	%
Irosa 1	0,81	7,6	7,5	5,5	3,2	0,16
Irosa 2	0,85	7,9	7,6	5,5	3,6	0,19
Irosa 3	2,0	7,6	7,4	4,7	5,3	0,24
Anpeal	1,0	8,4	8,2	5,8	3,5	0,15
Bibliografía						
Álvarez et al. (2000)	0,49	8,2	7,6	-	-	-
Garzón et al. (2006)	0,46	8,0	-	-	-	-

Os lodos de lousa son un material lixeiramente alcalino, con valores de pH en auga en torno a 8 (Táboa 115), no límite superior de tolerancia para a maior parte das plantas, excepto as máis acidófilas, considerándose normalmente que o rango óptimo atópase entre 6,5 e 7 (Prasad e Power, 1997). Os valores de pH en KCl estiveron en torno a 8 en todos os casos, sendo as

diferenzas entre o pH en auga e en KCl notablemente baixas (0,1-0,3 unidades). Hai que recordar que se existe acidez cambiábel, o pH en KCl é menor que o pH en auga; sen embargo, nos lodos de lousa non deberan agardarse grandes diferenzas entre os dous valores posto que polo xeral considérase que o aluminio de cambio só é importante en solos con pH inferior a 5,5 (Bohn et al., 1993).

Dado que os lodos se producen durante o serrado da lousa, o valor do pH en auga relaciónase claramente co pH de abrasión, que se define como o pH dunha suspensión dun material finamente moído en auga destilada (Stevens e Carron, 1948; Grant, 1969). O pH de abrasión está relacionado coa composición química e mineralóxica dun material, e habitualmente é alcalino debido a que o moído produce un incremento da área superficial das partículas que favorece a disolución de catións da rede cristalina dos minerais, dependendo do seu valor da composición mineralóxica do material e do seu grao de alteración (Barral et al., 2005). Na Táboa 116 amósanse os valores do pH de abrasión para algúns minerais que poden aparecer nas lousas. Canto maior sexa o pH de abrasión dunha rocha maior é a cantidade de minerais alterables e polo tanto tamén de nutrientes dispoñibles para as plantas, polo que pode considerarse un índice da fertilidade potencial (Taboada Rodríguez et al., 1996). Posto que non hai cantidades significativas de carbonatos nos lodos, o pH reflicte o predominio de minerais primarios sen degradar, como confirmou a análise mineralóxica (Táboa 100), que indica que os lodos presentan os mesmos compoñentes que a lousa. O predominio do cuarzo, con só pequenas cantidades de minerais que poden aportar catións básicos, explica que o valor do pH só sexa moderadamente alcalino.

Táboa 116. Valores de pH de abrasión dalgúns minerais (Stevens e Carron, 1948).

Mineral	pH de abrasión
Albita	9-10
Moscovita	7-8
Clorita	7-9
Calcita	8
Dolomita	9-10
Ortoclasa	8
Cuarzo	6-7

Aínda que o pH dos lodos sexa inicialmente alcalino, é importante descartar o risco de drenaxe ácida, sendo a causa máis común deste fenómeno a disposición en superficie de materiais con sulfuros, como a pirita, que non son ácidos, pero que en presenza de osíxeno oxidáanse para dar ácido sulfúrico (Mays et al., 2000). O descenso de pH debido á formación de ácido sulfúrico

durante a oxidación de sulfuros ten como efecto negativo adicional o incremento da solubilidade dos metais, sendo a toxicidade por aluminio o principal factor limitante do crecemento vexetal en solos de mina (Hossner e Hons, 1992). No caso dos residuos piríticos, a oxidación pode continuar durante anos e unha primeira adición de cal non poderá neutralizar o ácido xerado nos anos seguintes (Mays et al., 2000), polo que é importante determinar o potencial de produción de acidez.

A estimación da produción potencial de acidez dos lodos de lousa realizouse a partires do contido en S total, que estivo en torno ao 0,2% en todas as mostras (Táboa 115), oscilando o pH de oxidación entre 4,7 e 5,8. Posto que o pH da disolución axustada de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> coa que se realiza a oxidación é de 5,5 non parece que os lodos de lousa teñan unha grande acidez potencial. Monterroso e Macías (1998) utilizaron os valores de S total e o pH<sub>ox</sub> para clasificar os estériles da minería do carbón en función da súa acidez potencial, do seguinte modo:

- (1) Estériles con menos do 0,1% de S total presentarán valores de pH<sub>ox</sub> maiores de 5 e non darán lugar a drenaxes ácidas.
- (2) Estériles con contidos de S total entre 0,1 e 0,4% son potencialmente causantes de drenaxe ácida, e o valor do pH<sub>ox</sub> dependerá do pH inicial do material.
- (3) Estériles con máis do 0,4% de S total sempre producirán acidificación e valores de pH<sub>ox</sub> en torno a 2.

Segundo esta clasificación, os lodos de lousa, con porcentaxes de xofre entre o 0,15 e o 0,24%, situaríanse no grupo 2, e poderían ser causantes de drenaxe ácida, aínda que se temos en conta que o pH inicial é relativamente elevado (entre 7 e 8), e que os contidos en xofre están na parte inferior do rango, podemos razoablemente descartar este risco, e de feito, a produción neta de acidez (PNA) determinada experimentalmente (Táboa 117) foi tamén baixa (entre 3,2 e 5,3 kg CaCO<sub>3</sub> t<sup>-1</sup>), considerándose un valor de 5 kg CaCO<sub>3</sub> t<sup>-1</sup> como o límite inferior para a produción de drenaxe ácida (Sobek et al., 1978).

A produción neta de acidez pode determinarse tamén a partir da porcentaxe de S total (Sobek et al., 1978)

$$\text{PNA (kg CaCO}_3 \text{ t}^{-1}) = 31,25 \cdot S_T$$

ou usando a expresión empírica de Monterroso e Macías (1998) para materiais das entulleiras de As Pontes:

$$\text{PNA (kg CaCO}_3 \text{ t}^{-1}) = 0,55 + 25,67 \cdot S_T$$

Os valores experimentais para a PNA dos lodos de lousa foron máis baixos que as predicións a partires do xofre total, que oscilarían entre 4,5 e 7,5 kg CaCO<sub>3</sub> t<sup>-1</sup> ou entre 4,3 e 6,7 kg CaCO<sub>3</sub> t<sup>-1</sup> segundo se usen as expresións de Sobek et al. (1978) ou Monterroso e Macías (1998), respectivamente (Táboa 117).

Táboa 117. Estimacións da produción neta de acidez dos lodos de lousa (kg CaCO<sub>3</sub> t<sup>-1</sup>).

	Experimental	Sobek et al. (1978)	Monterroso e Macías (1998)
Irosa 1	3,2	5,1	4,7
Irosa 2	3,6	5,9	5,4
Irosa 3	5,3	7,5	6,7
Anpeal	3,5	4,5	4,3

Os valores experimentais de potencial de acidez corresponderíanse segundo estes cálculos con porcentaxes de S total notablemente inferiores ás atopadas nos lodos. Isto parece indicar que, nos lodos de lousa, unha parte importante do xofre debe estar en formas pouco oxidables. Este feito pode explicarse tendo en conta que os lodos de lousa prodúcense exclusivamente durante o procesado das lousas comercializables, que son seleccionadas por diversas características, sendo unha das máis importantes a ausencia de sulfuros facilmente oxidables que poidan dar lugar a defectos estéticos nas lousas unha vez oxidados. Os traballadores da industria son capaces de distinguir perfectamente entre as diversas formas de sulfuros presentes na rocha, descartando aquelas pezas con sulfuros facilmente oxidables como a pirrotina (García-Guinea et al., 2002). Polo tanto, non é de estrañar que o xofre dos lodos de lousa estea presente en formas estables con baixo potencial de acidificación. Pódese descartar por tanto, en principio, o risco de acidificación e produción de drenaxes ácidas en base ás análises realizadas, aínda que sería preciso realizar o seguimento dos materiais en campo a medio-longo prazo para contar coa seguridade absoluta.

#### 4.1.11. Capacidade de cambio e nutrientes asimilables

A capacidade de cambio dos lodos de lousa foi semellante aos datos existentes na bibliografía (Táboa 118), e algo superior á dos solos naturais sobre lousas da zona de Valdeorras (Guitián e Carballas, 1982). Os lodos de lousa presentaron un complexo de cambio dominado polo calcio, seguido por magnesio e potasio, e por último o sodio. Tocante ao risco de sodicidade, que traería consigo importantes limitacións á hora de mellorar a estrutura do lodo, podemos ver, pola escasa presenza de Na no complexo de cambio, que vai ser moi baixo.

Táboa 118. Complexo de cambio dos lodos de lousa ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) e comparación con datos recollidos na bibliografía.

		Ca	Mg	K	Na	CIC <sub>e</sub>	Ca/Mg
Irosa 1	$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	4,7	1,9	1,1	0,3	8,0	2,5
	% CIC <sub>e</sub>	59	23	14	3,8	-	-
Irosa 2	$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	3,2	1,7	1,3	0,4	6,6	1,8
	% CIC <sub>e</sub>	48	26	20	5,6	-	-
<i>Bibliografía</i>							
Garzón et al. (2006)	$\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	1,9	2,3	1,8	0,3	6,4	0,8
	% CIC <sub>e</sub>	31	36	29	4,7	-	-

A análise do complexo de cambio dos lodos permite tamén avaliar posible limitacións químicas á fertilidade. Segundo os valores de referencia da F.A.O. (Cottenie, 1980), baseados na suma de bases cambiabiles, os lodos terían unha fertilidade baixa (suma de Ca, Mg e K no complexo de cambio entre 6 e 12  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ). Por outra banda, segundo as clasificacións de fertilidade para solos de cultivo que se utilizan en Galiza (Táboa 119), baseadas na análise do complexo de cambio, non existirían nos lodos de lousa deficiencias nin desequilibrios para ningún catión.

Táboa 119. Valores de deficiencia e desequilibrio de nutrientes para o cultivo. Catións extraíbles en cloruro de amonio segundo Calvo de Anta et al. (1992), e P Olsen segundo Cottenie (1980). CIC<sub>e</sub>: capacidade efectiva de cambio de catións.

	Deficiencia	Desequilibrio
CIC <sub>e</sub>	< 4 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	-
Ca	< 1,5 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	Ca/Mg<0,5
Mg	< 0,4 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$	Ca/Mg>50
K	< 0,2 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ < 2% CIC <sub>e</sub>	-
P	< 9 $\text{mg kg}^{-1}$	-

Outro modo de estudar a fertilidade é a determinación dos nutrientes asimilables para as plantas (catións extraíbles en acetato amónico e P Olsen). Observouse que os lodos presentan cantidades importantes de Mg, Ca e K asimilables, sobre todo destes dous últimos, que superan os 500  $\text{mg kg}^{-1}$  (Táboa 120). O P asimilable, sen embargo, está moi por debaixo do umbral de deficiencia para este elemento (Táboa 119), o cal suporá un grave problema para o crecemento vexetal, pois trátase dun elemento esencial para as plantas, e ao cal se sinala como o principal limitante á revexetación en residuos mineiros (Mays et al., 2000). Hai que aclarar que como referencia para a fertilidade tomouse o valor da F.A.O. para o P Olsen (Táboa 119), porque

entendemos que os valores de Calvo de Anta et al. (1992), máis elevados, foron establecidos tendo en conta a tendencia á retención de fosfatos común en moitos dos solos de Galiza, problema que non se presenta nos lodos de lousa, que non teñen na súa composición mineralóxica compostos amorfos ou arxilas de alta actividade.

Táboa 120. Nutrientes asimilables dos lodos de lousa (cacións extraíbles en acetato amónico 1 N e P Olsen) e comparación cos valores recollidos na bibliografía.

	Ca		Mg		K		P
	mg kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>
Irosa 1	607	3,1	159	1,2	554	0,7	0,5
Irosa 2	496	2,5	202	1,7	751	1,9	2,2
Bibliografía							
Álvarez et al. (2001)	898	4,5	166	1,4	560	1,4	-
Garzón et al. (2006)	-	-	-	-	-	-	1,5

O potasio está normalmente dispoñible en concentracións suficientes en residuos mineiros (Barnhisel, 1988; Mays et al., 2000), posto que procede da alteración de minerais que o conteñen, como as micas. Os lodos de lousa non presentan deficiencia deste elemento, pois valores de K extraíble en acetato amónico por riba de 200 mg kg<sup>-1</sup> considéranse suficientes para a maioría de cultivos (Roberts e McDole, 1985). Os lodos de lousa tampouco presentan deficiencias de Ca e Mg, considerándose que as cantidades precisas para satisfacer as necesidades dos cultivos están en torno a 500 mg kg<sup>-1</sup> para Ca asimilable, e entre 25 e 180 mg kg<sup>-1</sup> para Mg asimilable, en solos de textura fina (Prasad e Power, 1997). Resulta moi relevante de cara á restauración o feito de que as cantidades de cacións asimilables dos lodos de lousa sexan suficientes para as plantas. Os cacións asimilables son liberados dos minerais constituíntes da rocha como consecuencia da súa pulverización en presenza de auga durante o serrado, o cal tamén xustifica os valores alcalinos de pH xa comentados; posteriormente, os procesos de alteración química das partículas finas contribuirán a incrementar as concentracións de cacións solubles. Canto á súa procedencia nos lodos de lousa, o K provén da moscovita e o Mg da clorita, principalmente, mentres que o Ca só aparece en minerais accesorios, como a turmalina (Campos et al., 2004) e os carbonatos, e tamén no caso de estar presentes plaxioclasas.

#### 4.1.12. Metais pesados

En residuos mineiros poden atoparse frecuentemente elementos tóxicos en concentracións suficientes para impedir o desenvolvemento vexetal, especialmente en numerosos tipos de



residuos da minería metálica (Hossner e Hons, 1992; Tordoff et al., 2000; Ye et al., 2000). Non é o caso dos lodos de lousa, que conteñen cantidades baixas de metais pesados, que non superan en ningún caso os limiares de fitotoxicidade que se amosan na Táboa 121 (Kabata-Pendias e Pendias, 1984). O metal máis abundante foi o Fe; o Mn foi o seguinte en importancia, seguido de Cr, Pb, Ni e Zn, cantidades menores de Cu e por último o Cd. Segundo os datos de Campos et al. (2004), o Fe é o terceiro elemento en peso das lousas, por detrás de silicio e aluminio, e procede das cloritas e de minerais accesorios como a turmalina. Nos lodos de lousa, o Fe aparece unicamente na composición da clorita; entre os minerais accesorios que poidan incluír ferro, os que máis posibilidades teñen de estar presentes son a pirita e outros sulfuros de ferro. Sen embargo, o menor grao de orde dos compostos de ferro, e a súa baixa reflectancia en comparación cos silicatos, fai máis difícil a súa resolución no espectro RX. Por outra banda, o único elemento que aparece nos lodos en concentracións próximas aos limiares de fitotoxicidade é o Cr; sen embargo, o pH próximo á neutralidade fai prever unha baixa dispoñibilidade deste elemento.

Táboa 121. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de metais pesados totais, asimilables e porcentaxe do elemento asimilable sobre o total nos lodos de lousa Irosa 1, e limiares de fitotoxicidade e deficiencia en solos.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
Total	34605	384	24	62	69	79	64	1,7
Asimilable	67	4,4	0,5	1,1	6,5	n.d.‡	0,2	n.d.‡
% asimilable	0,2	1,1	2,1	1,8	9,4	-	0,3	-
Limiares†								
Fitotoxicidade	-	1500	100	300	200	100	100	5
Deficiencia	0,2-4,5	1-5	0,8-1	0,5-1	-	-	-	-

† Limiares de fitotoxicidade para metais totais (Kabata-Pendias e Pendias, 1984), e limiares de deficiencia para metais extraíbles en DTPA (Safaya et al., 1987).

‡ Non detectado.

Na táboa 122 amósanse diversos valores de referencia para metais pesados na litosfera, en solos naturais, o fondo xeoquímico da comarca de Valdeorras, as concentracións en lousas da comarca de Valdeorras, e as concentracións nos lodos de lousa estudados por Álvarez et al. (2000). Resulta interesante a comparación da composición dos lodos coa das lousas da zona de Valdeorras. Os lodos estudados neste traballo conteñen aproximadamente a metade dos metais que contén a rocha nai. A explicación deste feito podería relacionarse coa maior proporción de cuarzo nos lodos con respecto á rocha, orixinado no enriquecemento progresivo que se produce durante a decantación dos lodos, como consecuencia das diferentes velocidades de deposición.

Táboa 122. Táboa resumo dos valores de referencia para metais pesados na litosfera (Lindsay, 1978), en solos do mundo (Kabata-Pendias e Pendias, 1984), fondo xeoquímico para a zona de Valdeorras (Xunta de Galicia, 1992), en lousas da zona de Valdeorras (Sanjurjo Sánchez, 2002), e nos lodos de lousa descritos por Álvarez et al. (2000). Todas as concentracións en  $\text{mg kg}^{-1}$ , excepto Fe, en porcentaxe.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
Litosfera	5,0	900	70	80	16	200	100	0,2
Solos	-	500	22	70	22	60	23	0,4
Valdeorras	5-7,5	500-1000	5-10	200-400	-	50-100	50-100	-
Lousas	6,8	597	192	159	146	339	186	-
Lodos	3,5	447	13	75	-	37	17	-

A dispoñibilidade dos metais pesados nos lodos é polo xeral baixa, como se observa polas concentracións extraíbles en DTPA (Táboa 121), o que reduce o risco de fitotoxicidade. A causa desta baixa dispoñibilidade será, ademais do pH, que a maior parte dos metais presentes están formando parte de minerais de baixa solubilidade. O único dato a notar é o elevado rendemento da extracción do Pb, que chega case ao 10% do Pb total, mentres que no resto é moito máis baixo, oscilando entre o 0,2% para o Fe e o 2,1% para o Cu. Posto que ao pH alcalino dos lodos de lousa o Pb precipita en forma de carbonatos, hidróxidos ou fosfatos, unha explicación plausible para a extractabilidade relativamente elevada do Pb é que gran parte deste elemento sexa de orixe antropoxénico (hai que ter en conta o enorme tránsito de maquinaria que ten lugar nunha nave de elaboración).

De cara á revexetación dos lodos, estes son bos resultados porque indican que os lodos de lousa non conteñen metais pesados en concentracións que poidan prexudicar o crecemento das plantas. Sen embargo, hai que lembrar que moitos destes metais pesados son micronutrientes esenciais para o desenvolvemento vexetal, e tendo en conta ademais que o pH dos lodos é lixeiramente alcalino, o que normalmente reduce a dispoñibilidade destes elementos, hai que tomar en consideración posibles deficiencias dalgún deles.

A análise do extracto en DTPA indica unha posible deficiencia de Mn. A deficiencia deste elemento é habitual en solos neutros e calcáreos, mentres que a toxicidade só se produce en solos ácidos con grandes concentracións do elemento. Tamén podería darse nos lodos un problema de deficiencia de Cu, que é máis común que o seu exceso, incluso en solos de mina, ocasionando problemas para o crecemento vexetal (Kabata-Pendias e Pendias, 1984). Tamén o nivel de Zn está próximo á deficiencia, como vemos nos valores de referencia da Táboa 121. Finalmente, e posto que Cd, Cr, Pb e Ni non son elementos con función algunha nos seres vivos, o risco de deficiencia non se considera.

#### 4.1.13. Resumo

Os lodos de lousa, producidos nas naves de elaboración durante o serrado e redución de tamaño dos bloques de lousa, presentan como características máis relevantes as seguintes:

- (1) Son un material mineral de granulometría fina, con predominio da fracción limo fino (2-20  $\mu\text{m}$ ), de característica cor gris azulada.
- (2) Están compostos por cuarzo, moscovita e cloritas como minerais principais, con trazas de albita e microclina, e presentan pequenas cantidades de carbono e nitróxeno.
- (3) Como propiedades físicas máis sobresaíntes presentan unha importante capacidade de retención de auga, debido á súa textura fina, e moi baixa plasticidade.
- (4) A pesar de ter unha porosidade total elevada, presentan permeabilidade lenta ou moi lenta, debido á escasa proporción de macroporos.
- (5) O seu pH é alcalino e a súa acidez potencial baixa, a pesar de presentar cantidades significativas de S.
- (6) Posúen unha capacidade de cambio elevada tendo en conta a escasa porcentaxe de arxila, con predominio de Ca no complexo de cambio e moi baixa proporción de Na.
- (7) As cantidades de catións asimilables son suficientes desde o punto de vista dos requirimentos dos cultivos, pero presentan un grave problema de deficiencia de fósforo asimilable.
- (8) Finalmente, as concentracións de metais pesados non fan agardar problemas de toxicidade por esta causa, pero poderían presentar deficiencias dalgúns micronutrientes.

## 4.2. EXPERIMENTOS EN LABORATORIO

O obxectivo destes experimentos foi avaliar a posibilidade da restauración de entulleiras empregando os lodos de lousa. Para usar este material como substrato para a revexetación é preciso adecuar as súas propiedades aos requirimentos das plantas, normalmente mediante a adición de emendas de diferentes tipos, orgánicas ou inorgánicas. Para este fin, neste traballo avaliáronse diversos compost e vermicompost elaborados a partir de bagazo de uva, descritos e analizados no apartado 4.5 da primeira parte. Nesta primeira serie de experimentos analizáronse as modificacións das principais propiedades dos lodos tras as correspondentes emendas, nas condicións controladas do laboratorio.

### 4.2.1. Incubación con vermicompost comercial

Neste experimento realizouse unha primeira avaliación das variacións producidas nas propiedades biolóxicas e físicas dos lodos de lousa tras a adición de vermicompost de bagazo de uva nunha incubación de curta duración (45 días). Os materiais utilizados foron os lodos *Irosa I* e o vermicompost comercial VP1, do cal se resumen algunhas propiedades na Táboa 123.

Táboa 123. Principais propiedades do vermicompost de bagazo VP1. CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total.

Densidade aparente (g L <sup>-1</sup> )	153
pH	7,8
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0,37
MO (%)	90,9
C total (%)	52,7
N total (%)	3,0
C/N	18
Ca total (mg kg <sup>-1</sup> )	8733
K total (mg kg <sup>-1</sup> )	23205
Mg total (mg kg <sup>-1</sup> )	2109
P total (mg kg <sup>-1</sup> )	2904
K asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	5317
Mg asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	271
P asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	401

A nomenclatura dos tratamentos ensaiados neste experimento recóllese na Táboa 124.

Táboa 124. Nomenclatura das mostras na incubación de lodos de lousa e vermicompost comercial.

Clave	Tratamento
0	Lodos de lousa sen emendar
4	Lodos de lousa con 4% de vermicompost (peso seco)
8	Lodos de lousa con 8% de vermicompost (peso seco)
16	Lodos de lousa con 16% de vermicompost (peso seco)

### Propiedades físicas

A adición de vermicompost, nas tres doses, deu lugar a un aumento da capacidade de retención de auga dos lodos de lousa tanto a capacidade de campo como no punto de marchitamento (Táboa 125). Debido a que o incremento de ambos valores foi semellante, a auga útil non se viu modificada nos tratamentos 4 e 8, e incluso descendeu no tratamento 16, no que o incremento do punto de marchitamento foi maior que o da capacidade de campo. A capacidade de retención de auga do solo depende de dous factores: o número e tamaño dos poros, e a área superficial das partículas. A porosidade controla a retención de auga a presións de succión baixas, e a área superficial controla a retención a presións elevadas. A materia orgánica actúa a un tempo sobre ambas propiedades (Haynes e Naidu, 1998), incrementando a porosidade e a área superficial, o que xustifica os resultados obtidos, nos que se incrementaron a un tempo o punto de marchitamento e a capacidade de campo, dando como resultado que a auga útil permanecese constante, comportamento que xa foi observado por outros autores (Allison, 1973; Khaleel et al., 1981; Haynes e Naidu, 1998).

Táboa 125. Capacidade de retención de auga dos lodos de lousa incubados con diferentes doses de vermicompost VPI. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. CC: capacidade de campo; PMP; punto de marchitamento permanente.

Tratamento	CC (%)	PMP (%)	Auga útil
0	43,9 <sup>a</sup>	6,0 <sup>a</sup>	37,9 <sup>a</sup>
4	47,1 <sup>b</sup>	9,3 <sup>b</sup>	37,8 <sup>a</sup>
8	49,9 <sup>c</sup>	11,9 <sup>c</sup>	38,0 <sup>a</sup>
16	55,3 <sup>d</sup>	19,1 <sup>d</sup>	36,2 <sup>b</sup>

Un dos efectos agardados da adición de compost a residuos mineiros é a mellora da estrutura a través dun incremento da agregación. Sen embargo, neste experimento, nos resultados do

tamizado en seco (Táboa 126) non se observaron diferenzas entre os lodos tratados con diferentes doses de vermicompost.

Táboa 126. Distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa incubados con diferentes doses de vermicompost VPI.

Tratamento	Diámetro (mm)					
	> 4	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
4	0,4	32,7	25,4	14,3	8,2	19,0
8	0,9	35,0	24,9	13,7	9,4	16,1
16	0,5	30,2	23,8	14,6	13,1	17,8

Tamén os valores dos parámetros indicativos da tendencia central derivados da distribución de tamaño de agregados, e a dimensión fractal, indicativa do grao de fragmentación (Táboa 127), foron iguais para todos os tratamentos. No tempo que durou a incubación non se observaron diferenzas entre as distintas doses de vermicompost, polo que podemos dicir que non se produciu ningún efecto sobre a agregación.

Táboa 127. Parámetros indicativos da distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa incubados con diferentes doses de vermicompost VPI. AMD; media aritmética do diámetro de agregados; GMD: media xeométrica do diámetro de agregados; D: dimensión fractal.

Tratamento	AMD (mm)	GMD (mm)	D
4	1,55	1,03	4,4
8	1,63	1,11	4,2
16	1,48	0,97	4,4

Por outra banda, o vermicompost non puido incrementar a condutividade hidráulica saturada dos lodos a ningunha dose (Táboa 128), e todas as mesturas presentaron permeabilidade lenta segundo a clasificación de O'Neal (1952), non observándose diferenzas significativas entre tratamentos. A condutividade hidráulica está controlada en gran medida pola macroporosidade, a cal depende á súa vez do desenvolvemento da estrutura favorecido pola materia orgánica (Celik et al., 2004; Leroy et al., 2008b). A escasa duración deste experimento pode xustificar que non se observase mellora da estrutura, nin da condutividade hidráulica. Aínda que a adición de materia orgánica pode incrementar a condutividade hidráulica, especialmente en solos ou materiais de textura fina (Aggelides e Londra, 2000; Cogger, 2005), en residuos mineiros resulta difícil incrementar os valores desta propiedade ata os propios de solos naturais non degradados (Varela et al., 1993; Stolt et al., 2001).

Táboa 128. Valores de condutividade hidráulica saturada ( $k_s$ ) dos lodos de lousa incubados con diferentes doses de vermicompost VPI. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	$k_s$ ( $10^{-6}$ m s $^{-1}$ )	Clase
0	0,8 <sup>ab</sup>	Lenta
4	1,2 <sup>b</sup>	Lenta
8	1,0 <sup>ab</sup>	Lenta
16	0,5 <sup>a</sup>	Lenta

### Propiedades bioquímicas

Os residuos mineiros case sempre sofren unha importante falta de actividade biolóxica, a consecuencia da destrución dos horizontes superficiais, ricos en materia orgánica, durante as actividades mineiras, de modo que os niveis orixinais poden tardar décadas en recuperarse (Visser, 1985; Mummey et al., 2002). Posto que os lodos de lousa consisten en rocha moída, non resultan estraños os valores extremadamente baixos de actividade dehidroxenasa e biomasa microbiana atopados (Táboa 129), e estes pequenos valores poden atribuírse á colonización microbiana durante algún momento da súa produción, ben nas balsas de decantación, ou ben unha vez vertidos. A aplicación de emendas orgánicas estimula a actividade biolóxica de residuos mineiros e solos de mina, incrementando as actividades enzimáticas ata valores estables no tempo (Romero et al., 2005). Neste experimento, a biomasa microbiana e a actividade biolóxica víronse favorecidas pola adición do vermicompost, pero só a doses elevadas. O carbono biomasa incrementouse significativamente con respecto ao control nos tratamentos 8 e 16, chegando a valores de 65 mg C<sub>B</sub> 100 g $^{-1}$  neste último, valores semellantes aos atopados en solos naturais de Galiza (Leirós et al., 2000). Canto á actividade dehidroxenasa, foi moi baixa nos tratamentos 4 e 8, e incrementouse significativamente só no tratamento 16. O valor neste tratamento foi algo elevado para o habitual en solos e residuos mineiros emendados con compost (Albiach et al., 2000; Alvarenga et al., 2008).

Táboa 129. Carbono procedente de biomasa microbiana (C<sub>B</sub>) e actividade dehidroxenasa (DHA) dos lodos de lousa incubados con diferentes doses de vermicompost VPI. nd: non detectado.

Tratamento	C <sub>B</sub> (mg C 100 g $^{-1}$ )	DHA (mg TPF kg $^{-1}$ día $^{-1}$ )
0	nd <sup>a</sup>	n.d. <sup>a</sup>
4	nd <sup>a</sup>	3,0 <sup>a</sup>
8	31 <sup>b</sup>	5,9 <sup>a</sup>
16	65 <sup>c</sup>	102 <sup>b</sup>

### Resumo

Os resultados máis relevantes desta primeira incubación resúmense do seguinte modo:

- (1) As doses máis elevadas de vermicompost son adecuadas para incrementar a actividade biolóxica dos lodos ata niveis semellantes aos de solos naturais.
- (2) A capacidade de retención de auga incrementouse en todas as doses, pero non a condutividade hidráulica nin a agregación.
- (3) O tempo de incubación (45 días) parece insuficiente para observar os principais beneficios derivados da emenda.

En consecuencia, no seguinte experimento de incubación decidiuse utilizar as mesmas doses de emenda e incrementar o tempo de incubación para observar cambios nas propiedades físicas.

#### 4.2.2. Incubación con bagazo, compost e vermicompost de bagazo

A continuación amósanse os resultados da incubación realizada con mesturas de lodos de lousa e compost e vermicompost de bagazo en diferentes doses, e a comparación coa emenda con bagazo esgotado sen compostar. O interese desta incubación está en que se realizou o seguimento dun amplo conxunto de propiedades físicas, químicas e biolóxicas, observándose a súa evolución no tempo, as diferenzas entre os lodos emendados e sen emendar, e o diferente efecto de cada emenda utilizada. Os materiais utilizados foron os lodos *Irosa 2*, o compost CB, o vermicompost VB e o bagazo esgotado de uva descrito na primeira parte do traballo. A nomenclatura para as mostras amósase na Táboa 130.

Táboa 130. Nomenclatura das mostras na incubación de lodos de lousa e bagazo, compost e vermicompost de bagazo.

Clave	Tratamento
0	Lodos de lousa sen emendar
C4	Lodos de lousa con 4% de compost (peso seco)
C8	Lodos de lousa con 8% de compost (peso seco)
C16	Lodos de lousa con 16% de compost (peso seco)
V4	Lodos de lousa con 4% de vermicompost (peso seco)
V8	Lodos de lousa con 8% de vermicompost (peso seco)
V16	Lodos de lousa con 16% de vermicompost (peso seco)
B	Lodos de lousa con 8% de bagazo (peso seco)



Táboa 131. Principais propiedades do bagazo, compost (CB) e vermicompost de bagazo (VB) utilizados na incubación. CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total.

	Bagazo	CB	VB
Densidade aparente (g L <sup>-1</sup> )	†	293	396
pH	4,3	7,2	7,0
CE (dS m <sup>-1</sup> )	1,4	0,48	0,72
MO (%)	91,9	95,0	94,8
C total (%)	53,3	55,1	55,1
N total (%)	1,8	2,5	3,5
C/N	30	22	16
Ca total (mg kg <sup>-1</sup> )	†	4886	6690
K total (mg kg <sup>-1</sup> )	†	12960	10641
Mg total (mg kg <sup>-1</sup> )	†	1309	1514
P total (mg kg <sup>-1</sup> )	†	3028	3051
K asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	5480	7849	8797
Mg asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	177	291	543
P asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	420	1150	1258
Amonio asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	91	147	28
Nitrato asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	0	72	225

† non determinado

### **Propiedades físicas**

Debido á cantidade de mostra necesaria para a determinación das propiedades físicas, e a que na incubación anterior observáronse escasos cambios nun período curto de tempo, non se seguiu a evolución destas propiedades (ao contrario que coas propiedades químicas e bioquímicas), determinándose só unha vez rematado o experimento, é dicir, aos 90 días.

A densidade aparente das mesturas de lodos de lousa e compost e vermicompost reduciuse con doses crecentes de emenda, desde os 1,10 Mg m<sup>-3</sup> dos lodos sen emendar ata os 0,79 Mg m<sup>-3</sup> do tratamento C16 (Táboa 132). A redución da densidade aparente é un efecto inmediato derivado da adición de emendas orgánicas ao solo, sendo o efecto máis comunmente observado na restauración de residuos mineiros e solos de mina con compost. Unha densidade aparente excesivamente alta, polo xeral como consecuencia da compactación, é a principal causa de problemas durante a restauración, polo que a súa redución é un importante efecto

positivo, pois un solo ou material compactado presenta mala aireación, baixa dispoñibilidade de auga, baixa infiltración, baixa permeabilidade, e impide o crecemento das raíces (Boels, 1982).

Táboa 132. Densidade aparente ( $Mg\ m^{-3}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo ao final da incubación. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	Densidade aparente
0	1,10 <sup>a</sup>
C4	0,88 <sup>bc</sup>
C8	0,87 <sup>bc</sup>
C16	0,79 <sup>d</sup>
V4	0,90 <sup>b</sup>
V8	0,86 <sup>bcd</sup>
V16	0,81 <sup>cd</sup>

Nos resultados do tamizado de agregados en seco (Táboa 133) observáronse claras diferenzas entre as mesturas emendadas con cada un dos materiais; nos tratamentos con vermicompost a distribución de tamaño de agregados non se modificou con respecto ao control, mentres que os tratamentos con bagazo fresco e con compost produciron un incremento das fraccións de agregados de maior tamaño. Así, os agregados maiores de 4 mm, que no control representaban o 12% en peso, nos tratamentos con compost pasaron a significar en torno ao 30%, e no tratamento con bagazo chegaron ao 40%, mentres que nos tratamentos con vermicompost a abundancia relativa desta fracción reduciuse con respecto ao control.

Táboa 133. Distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo ao final da incubación (porcentaxe en peso sobre o total).

Tratamento	Diámetro (mm)					
	> 4	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	< 0,25
0	12,5	25,8	21,5	14,6	10,1	15,4
C4	29,8	30,2	21,8	9,4	6,5	2,3
C8	33,2	35,0	16,7	5,5	2,9	6,7
C16	32,6	36,9	13,6	5,9	3,8	7,1
V4	9,8	26,0	22,8	16,4	11,3	13,7
V8	5,1	25,3	23,9	19,6	12,6	13,5
V16	6,2	28,6	20,5	17,6	12,6	14,6
B	40,7	23,7	15,3	9,1	4,5	6,7

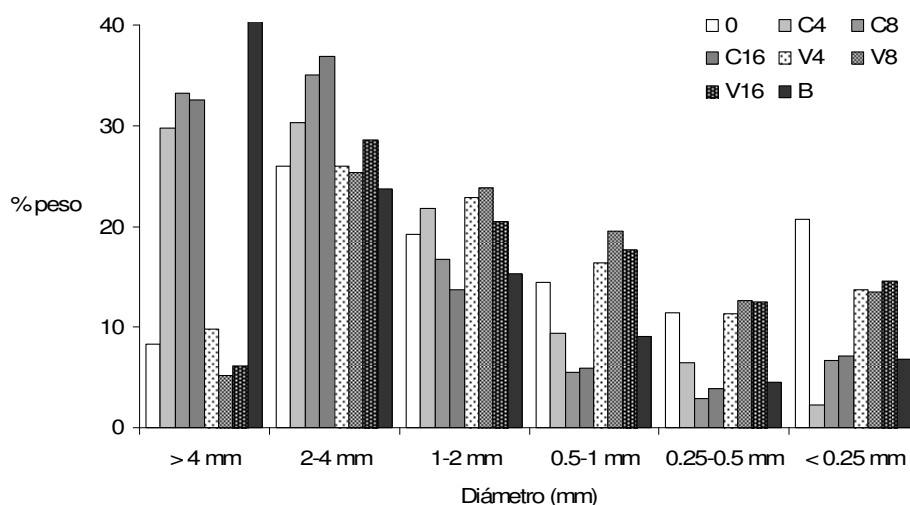


Figura 107. Distribución de agregados en seco dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo ao final da incubación.

En parte, este resultado pode vir herdado da distribución de tamaño de partícula dos compost, xa que as partículas maiores de 2 mm eran máis importantes no compost CB que no vermicompost VB (Táboa 60). Para valorar esta posibilidade, estimouse a distribución de tamaño de agregados que resultaría inicialmente das mesturas dos dous compoñentes en diferentes proporcións (Figura 108). Comparando as Figuras 107 e 108, vemos que o compost CB tivo un efecto visible sobre a agregación, pois a fracción maior de 4 mm determinada experimentalmente foi maior da que resultaría da simple mestura física dos dous compoñentes, mentres que o vermicompost VB non deu lugar a unha distribución diferente da teórica.

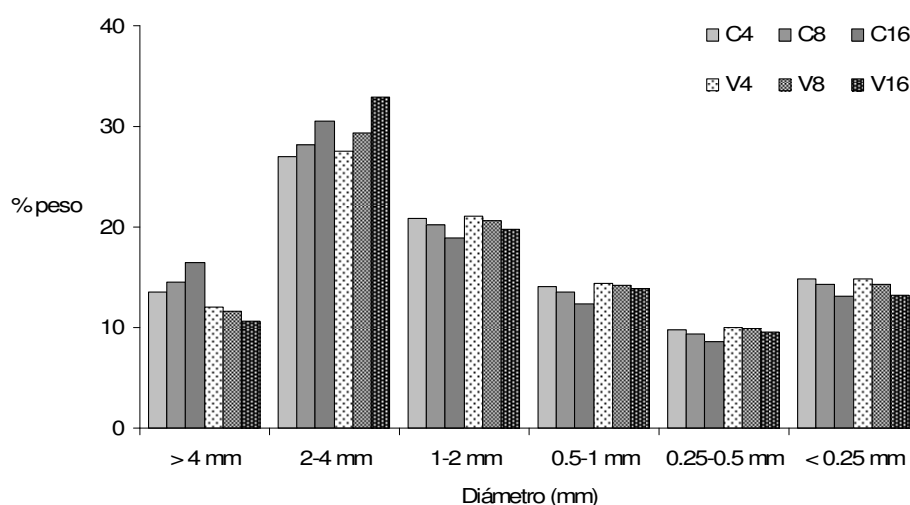


Figura 108. Distribución de tamaño de agregados inicial das mesturas de lodos de lousa e compost ou vermicompost de bagazo.

As medias xeométrica e aritmética do tamaño de agregados, así como a dimensión fractal (Táboa 134), lévannos ás mesmas conclusións obtidas da análise da distribución de tamaño de agregados. Distínguense claramente as mostras emendadas con compost e con bagazo, que presentaron valores maiores para os diámetros que as mostras con vermicompost. Así, a media aritmética (AMD) incrementouse de 1,6 mm no control ata valores entre 2,7 e 2,9 mm nos tratamentos con compost e bagazo, mentres que nos tratamentos con vermicompost mantívose en valores iguais aos do control, entre 1,6 e 1,8 mm. Do mesmo modo, os valores para a media xeométrica (GMD) oscilaron entre 1,0 e 1,1 mm para o control e os lodos tratados con vermicompost, e aumentaron ata valores de 2,1-2,2 mm para os tratamentos con compost ou bagazo. Coa dimensión fractal (D), que representa a fragmentación, sucedeu o inverso, reducíndose tras a adición de compost ou bagazo con respecto aos valores do control e das mostras tratadas con vermicompost.

Táboa 134. Parámetros indicativos da distribución de tamaño de agregados e agregados estables dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo ao final da incubación. AMD; media aritmética do diámetro de agregados; GMD: media xeométrica do diámetro de agregados; D: dimensión fractal; WSA: agregados estables en auga.

Tratamento	AMD (mm)	GMD (mm)	D	WSA (%)
0	1,6 <sup>a</sup>	1,0 <sup>a</sup>	3,7 <sup>a</sup>	0,6 <sup>a</sup>
C4	2,7 <sup>b</sup>	2,1 <sup>b</sup>	3,3 <sup>b</sup>	0,8 <sup>a</sup>
C8	2,9 <sup>b</sup>	2,2 <sup>b</sup>	3,3 <sup>b</sup>	2,2 <sup>ab</sup>
C16	2,9 <sup>b</sup>	2,2 <sup>b</sup>	3,3 <sup>b</sup>	3,9 <sup>ab</sup>
V4	1,8 <sup>a</sup>	1,1 <sup>a</sup>	3,6 <sup>a</sup>	0,9 <sup>a</sup>
V8	1,6 <sup>a</sup>	1,0 <sup>a</sup>	3,8 <sup>a</sup>	1,6 <sup>a</sup>
V16	1,6 <sup>a</sup>	1,1 <sup>a</sup>	3,7 <sup>a</sup>	1,9 <sup>ab</sup>
B	2,9 <sup>b</sup>	2,1 <sup>b</sup>	3,2 <sup>b</sup>	7,2 <sup>b</sup>

A pesar deste efecto agregante en seco, a adición do compost ou vermicompost non incrementou significativamente a estabilidade en auga dos agregados entre 1 e 2 mm con respecto ao control (Táboa 134), manténdose a porcentaxe de agregados estables en valores moi baixos (0,6-3,9%). A adición de bagazo foi o único tratamento que deu lugar a unha estabilidade estatisticamente superior á do control.

Globalmente, puido observarse como o bagazo foi máis efectivo que o compost na mellora da estrutura dos lodos, e que á súa vez este foi máis efectivo que o vermicompost. Este feito pode estar relacionado coa madurez relativa das tres emendas. Por suposto, o bagazo esgotado é a emenda menos madura, ao non estar compostado, mentres que o compost CB é un material menos maduro que o vermicompost VB, como concluímos anteriormente. Algúns

autores xa observaron que a adición de residuos frescos ao solo produce maiores incrementos da agregación que os compost maduros, alomenos a curto prazo (Pascual et al., 1999; Curtin e Mullen, 2007). A razón pode ser que estes materiais inmaturos introducen unha maior concentración de compoñentes orgánicos facilmente degradables, o que dá lugar a unha rápida produción de axentes ligantes por acción microbiana. Pola contra, os compost maduros xa sufriron a mineralización e transformación biolóxica das fraccións máis lábiles, quedando só as fraccións máis estables, o uso das cales está restrinxido a microorganismos de crecemento lento, que teñen un efecto na agregación a máis longo prazo (Pascual et al., 1999). Tendo isto en conta, o efecto agardado sobre a agregación a curto prazo sería bagazo > compost > vermicompost, como efectivamente se observou.

Aínda que o efecto do compost sobre a estabilidade de agregados fose escaso, o incremento da agregación exerceu efectos positivos sobre outras propiedades derivadas do aumento da porosidade agardado pola formación de agregados, como por exemplo o descenso da densidade aparente que xa se comentou. A capacidade de retención de auga é outra propiedade que se ve favorecida por unha mellora da estrutura, pois o grao e tipo de agregación determinan as características dos espazos porosos que existen entre as partículas do solo. O espazo poroso entre agregados é esencial para a entrada e intercambio de auga e ar, ademais de crear zonas de debilidade polas que poden medrar as raíces das plantas. Ademais, o espazo habitable para os microorganismos do solo está definido esencialmente pola arquitectura da rede porosa (Young e Ritz, 2000).

A capacidade de retención de auga dos lodos de lousa a capacidade de campo (CC) incrementouse tras os tratamentos con compost e vermicompost, aínda que só coas doses maiores de emenda (Táboa 135). Os tratamentos C16 e V16 incrementaron a CC dos lodos (44,6%) ata o 50,1% e o 56,6%, respectivamente, mentres que as doses menores non produciron ningún cambio, como tampouco a emenda con bagazo. Sen embargo, a capacidade de retención de auga no punto de marchitamento (PMP) incrementouse con respecto ao control en todos os tratamentos (a excepción do V4), desde o 6,8% do control ata un máximo do 14,8% no tratamento C16. Como consecuencia do maior incremento absoluto da retención de auga no punto de marchitamento, a auga dispoñible para as plantas sufriu un descenso en todas as mesturas, excepto no tratamento coa dose máis alta de vermicompost (V16). Este maior incremento da capacidade de retención de auga a succións elevadas pódese explicar lembrando que a capacidade de retención de auga do solo depende do número e tamaño dos poros, que controlan a retención de auga a presións de succión baixas, e da área superficial das partículas, que controla a retención a presións elevadas (Haynes e Naidu, 1998). Polo tanto, parece que o compost incrementou de modo máis efectivo a área superficial que a porosidade. O efecto do vermicompost VB foi máis favorable, por tanto, que o compost CB, pois conseguiu incrementar a un tempo a capacidade de retención de auga a ambas presións e a auga útil. Os poros de maior

tamaño poden aumentar tras a adición dunha emenda orgánica como consecuencia de modificacións no empacquetamento das partículas ou do desenvolvemento da estrutura. Tendo en conta as distribucións de tamaño de agregados (Táboa 133), sería de agardar que o compost CB incrementase a capacidade de campo en maior medida que o vermicompost, posto que tamén mellorou a estrutura en maior medida. Posto que isto non se observou, hai que suxerir como hipótese que quizais o diámetro de parte dos poros dos lodos emendados con compost sexa demasiado grande para almacenar auga, e por tanto non terá efecto sobre a capacidade de campo.

Táboa 135. Capacidade de retención de auga ( $g\ 100\ g^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo ao final da incubación. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $p < 0,05$  no test de Duncan. CC: capacidade de campo; PM; punto de marchitamento.

Tratamento	CC	PM	Auga útil
0	44,6 <sup>a</sup>	6,8 <sup>a</sup>	37,8 <sup>a</sup>
C4	43,4 <sup>a</sup>	8,9 <sup>b</sup>	34,4 <sup>a</sup>
C8	44,1 <sup>a</sup>	11,1 <sup>cd</sup>	33,0 <sup>a</sup>
C16	50,1 <sup>b</sup>	14,8 <sup>c</sup>	35,3 <sup>a</sup>
V4	43,2 <sup>a</sup>	7,9 <sup>ab</sup>	35,3 <sup>a</sup>
V8	46,7 <sup>ab</sup>	10,6 <sup>c</sup>	36,1 <sup>a</sup>
V16	56,6 <sup>c</sup>	12,4 <sup>d</sup>	44,1 <sup>b</sup>
B	45,9 <sup>ab</sup>	11,3 <sup>cd</sup>	34,6 <sup>a</sup>

Soamente os tratamento con bagazo ou doses elevadas de compost e vermicompost incrementaron significativamente o límite plástico (tratamentos C8, C16 e V16) e o límite líquido (tratamentos V16 e C16) dos lodos (Táboa 136). En valores absolutos, o aumento do límite líquido foi menos pronunciado que o do límite plástico, dando lugar a un descenso do índice de plasticidade con respecto ao control nas doses máis elevadas de emenda (tratamentos C8, C16 e V16). Os efectos da materia orgánica sobre a consistencia e outras propiedades enxeñeriles do solo son motivo de controversia. Buckman e Brady (1969) opinan que a materia orgánica reduce a plasticidade e a cohesión do solo, e Archer (1975, cit. en Campbell, 1991) sinalou o descenso do IP a contidos elevados de materia orgánica, o que concorda cos nosos resultados, nos que se observou unha importante redución do índice de plasticidade. Sen embargo, o efecto sobre o índice de plasticidade non está claro, xa que se observou que pode tanto aumentar como descender. Neste sentido, Husein Malkawi et al. (1999) observaron que a adición de turba a un solo incrementou ambos límites a calquera dose, pero o índice de plasticidade aumentou a doses baixas de materia orgánica, reducíndose bruscamente a partir de

cantidades superiores ao 10%. Isto é aproximadamente o que observamos nos nosos experimentos: ambos límites aumentaron con doses crecentes de compost, pero o índice de plasticidade dos lodos aumentou ou permaneceu constante ás doses baixas, reducíndose nas maiores.

Táboa 136. Límites de Atterberg dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. LP: límite plástico; LL: límite líquido; IP: índice de plasticidade.

Tratamento	LP (%)	LL (%)	IP (%)
0	31,5 <sup>a</sup>	37,1 <sup>a</sup>	5,6 <sup>a</sup>
C4	33,2 <sup>ab</sup>	39,3 <sup>ab</sup>	6,1 <sup>a</sup>
C8	38,2 <sup>cd</sup>	40,4 <sup>abc</sup>	2,2 <sup>bc</sup>
C16	38,7 <sup>d</sup>	42,7 <sup>c</sup>	4,0 <sup>abc</sup>
V4	33,0 <sup>ab</sup>	38,4 <sup>ab</sup>	5,4 <sup>ab</sup>
V8	33,7 <sup>ab</sup>	39,9 <sup>abc</sup>	6,2 <sup>a</sup>
V16	40,1 <sup>d</sup>	40,9 <sup>bc</sup>	0,8 <sup>c</sup>
B	35,3 <sup>bc</sup>	41,6 <sup>bc</sup>	6,3 <sup>a</sup>

Os límites de Atterberg serven como guía a efectos de manexo para coñecer os intervalos de humidade aos que o solo pode ser manexado para determinados usos, actuando nunha escala de consistencia dun modo parecido á capacidade de campo e o punto de marchitamento para a dispoñibilidade de auga. O LP tómase normalmente como o valor superior de humidade ao que se pode traballar un solo; por riba desta humidade (no rango de plasticidade, enténdese) fórmanse terróns e a adhesividade do solo aos aparellos de labranza é máxima. O incremento dos valores individuais dos límites de Atterberg é un efecto beneficioso para a revexetación, pois facilitará as operacións necesarias durante os traballos de restauración, ademais de reducir as perdas de material debidas á erosión hídrica.

A diferenza existente entre a capacidade de campo e os límites de Atterberg nos lodos de lousa era unha limitación para a restauración, posto que os solos con valores da capacidade de campo por riba do límite plástico presentan problemas para o seu manexo. Como se observa na Táboa 137, o compost e o bagazo melloraron esta situación, reducindo ou alomenos non incrementando as diferenzas existentes nos lodos en todas as doses, mentres que o vermicompost incrementou as diferenzas na dose máis elevada. En ambos casos observouse unha tendencia positiva á redución das diferenzas ata a dose do 8%, inverténdose esta ao pasar á dose maior, do 16%. Isto coincide de novo co observado por Husein Malkawi et al. (1999) sobre o efecto de doses elevadas de materia orgánica sobre a plasticidade do solo.

Táboa 137. Diferenzas de humidade (%) entre a capacidade de campo e os límites de Atterberg dos lodos de lousa emendados con bagazo, compost e vermicompost.

Tratamento	CC-LL	CC-LP
0	7,5	13,0
C4	3,9	10,2
C8	3,7	5,9
C16	7,5	11,4
V4	4,8	10,1
V8	6,8	13,0
V16	15,7	16,5
B	4,3	10,6

### pH

A adición de compost e vermicompost aos lodos produciu en todos os casos descenso significativos do pH, mentres que o tratamento con bagazo ou ben incrementou o pH dos lodos ou ben non tivo efecto algún (Táboa 138).

Táboa 138. pH en auga dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	7,9 <sup>Ba</sup>	7,2 <sup>Bb</sup>	6,9 <sup>Bc</sup>	6,4 <sup>Ad</sup>
C4	7,8 <sup>Ca</sup>	6,9 <sup>Cb</sup>	6,4 <sup>Ec</sup>	5,8 <sup>Dd</sup>
C8	7,7 <sup>Da</sup>	6,8 <sup>Db</sup>	6,4 <sup>Ec</sup>	6,0 <sup>Cd</sup>
C16	7,6 <sup>Da</sup>	7,2 <sup>Bb</sup>	6,8 <sup>Cc</sup>	6,4 <sup>Ad</sup>
V4	7,4 <sup>Ea</sup>	6,9 <sup>Cb</sup>	6,5 <sup>Dc</sup>	6,0 <sup>Dd</sup>
V8	7,3 <sup>Fa</sup>	6,8 <sup>Db</sup>	6,4 <sup>Ec</sup>	6,1 <sup>Cd</sup>
V16	7,2 <sup>Ga</sup>	6,8 <sup>Db</sup>	6,5 <sup>Dc</sup>	6,2 <sup>Bd</sup>
B	8,0 <sup>Aa</sup>	8,0 <sup>Aa</sup>	7,2 <sup>Ab</sup>	6,5 <sup>Ad</sup>

O pH mantívose en todo momento en valores compatibles co crecemento vexetal, e especialmente a partires do segundo mes de incubación, dentro dun rango de pH óptimo para a dispoñibilidade de nutrientes (en torno a 6,5). Observouse en todas as mostras un descenso



continuado do pH co tempo de incubación, que pode deberse, por un lado, ao proceso de oxidación das pequenas cantidades de sulfuros presentes nos lodos, e por outro á liberación de CO<sub>2</sub> durante a mineralización da materia orgánica. Este descenso estaría favorecido pola incapacidade dos solos novos para tamponar o pH (Leirós et al., 1995), e confirma que o pH alcalino dos lodos débese á presenza de catións liberados das redes cristalinas durante o serrado, con escasa ou ningunha capacidade de amortiguación. O descenso de pH foi menor coas maiores doses de emenda, o que parece indicar a aparición dun certo efecto tampón debido á materia orgánica, que contrarrestaría en parte a acidez debida á mineralización.

### **Carbono e nitróxeno totais**

A emenda cos tres materiais deu lugar ao incremento significativo das cantidades de carbono total con respecto ao control, incrementos na maioría dos casos proporcionais á dose de emenda (Táboa 139). As mesturas co vermicompost VB tiveron maiores concentracións de carbono que as que recibiron o compost CB, mentres que o efecto do bagazo sen compostar foi semellante ao do compost CB.

*Táboa 139. Carbono total (g 100 g<sup>-1</sup>) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a P<0,05 no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.*

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	0,75 <sup>Aa</sup>	0,56 <sup>Ab</sup>	0,55 <sup>Ab</sup>	0,55 <sup>Ab</sup>
C4	1,39 <sup>Ba</sup>	1,22 <sup>ABab</sup>	0,92 <sup>ABc</sup>	1,09 <sup>Bbc</sup>
C8	1,46 <sup>Ba</sup>	1,63 <sup>BCa</sup>	1,53 <sup>CDa</sup>	1,72 <sup>Ca</sup>
C16	3,13 <sup>Ca</sup>	2,50 <sup>CDc</sup>	2,31 <sup>Ebc</sup>	3,00 <sup>Fab</sup>
V4	1,47 <sup>Ba</sup>	1,10 <sup>ABb</sup>	1,13 <sup>BCb</sup>	0,97 <sup>Bb</sup>
V8	3,44 <sup>Ca</sup>	2,82 <sup>Dab</sup>	1,87 <sup>Dc</sup>	2,39 <sup>Eab</sup>
V16	4,32 <sup>Da</sup>	3,01 <sup>Dc</sup>	3,18 <sup>Fc</sup>	3,73 <sup>Gb</sup>
B	1,56 <sup>Bb</sup>	0,96 <sup>ABa</sup>	1,29 <sup>BCab</sup>	2,06 <sup>Dc</sup>

Aínda que o efecto final da incubación foi en todos os casos unha redución do carbono total con respecto ás concentracións iniciais (excepto no tratamento con bagazo), nalgúns tratamentos as concentracións de carbono incrementáronse momentaneamente. Así, os tratamentos C16, V8, V16 e B incrementaron a súa concentración no terceiro mes con respecto ao anterior. Este comportamento pode deberse ao método de análise, no que as mostras se pasan por un tamiz de

2 mm: debido á presenza de partículas maiores de 2 mm nas emendas, parte non puido pasar a malla ata que a mineralización (ou a descomposición no caso do bagazo) avanzou o suficiente para reducir o tamaño de partícula. Así, é posible que as perdas de carbono debidas á mineralización se compensen transitoriamente cos aportes debidos á incorporación de partículas de compost, vermicompost ou bagazo, á fracción menor de 2 mm.

Todas as mostras emendadas presentaron concentracións de nitróxeno significativamente superiores ao control (Táboa 140), e sempre proporcionais á dose de emenda, presentando as mostras con vermicompost maiores cantidades de nitróxeno que as que recibiron compost. Como noutras propiedades, a emenda con bagazo tivo un efecto equivalente ao tratamento C8. Tamén se observaron incrementos puntuais das concentracións deste elemento en tempos intermedios da incubación, o mesmo que sucedera para o carbono, pero neste caso os tratamentos B, C8 e C16 presentaron ao final do experimento concentracións superiores ás iniciais, mentres que no resto dos tratamentos non houbo diferenzas. O feito de que se observase o mesmo comportamento para ambos elementos parece probar a hipótese da redución do tamaño de partícula das emendas durante o experimento.

Táboa 140. Nitróxeno total ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	0,10 <sup>abA</sup>	0,06 <sup>aB</sup>	0,06 <sup>aB</sup>	0,07 <sup>aB</sup>
C4	0,13 <sup>bA</sup>	0,11 <sup>bA</sup>	0,10 <sup>bA</sup>	0,10 <sup>bA</sup>
C8	0,13 <sup>bA</sup>	0,15 <sup>cA</sup>	0,14 <sup>cA</sup>	0,18 <sup>cB</sup>
C16	0,23 <sup>cA</sup>	0,24 <sup>dAB</sup>	0,21 <sup>dA</sup>	0,27 <sup>dB</sup>
V4	0,09 <sup>abA</sup>	0,09 <sup>bA</sup>	0,10 <sup>bA</sup>	0,11 <sup>bA</sup>
V8	0,24 <sup>cAB</sup>	0,22 <sup>dAB</sup>	0,21 <sup>dA</sup>	0,26 <sup>dB</sup>
V16	0,37 <sup>dA</sup>	0,34 <sup>eB</sup>	0,32 <sup>eB</sup>	0,38 <sup>eA</sup>
B	0,08 <sup>aA</sup>	0,10 <sup>bB</sup>	0,14 <sup>cC</sup>	0,18 <sup>cD</sup>

Inicialmente, a relación C/N incrementouse tras a emenda cos tres materiais avaliados (Táboa 141), tendo lugar o maior incremento no tratamento con bagazo, debido á maior relación C/N deste material (30:1 por 22:1 e 16:1 do compost e vermicompost, respectivamente). A pesar das diferenzas iniciais, despois do primeiro mes todas as mesturas acadaron valores semellantes, entre 9 e 13.

Táboa 141. Relación C/N dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	8	10	8	8
C4	11	11	9	11
C8	11	11	11	9
C16	14	11	11	11
V4	16	12	11	9
V8	14	13	9	9
V16	12	9	10	10
B	20	10	9	11

### **Formas de carbono soluble**

A fracción soluble da materia orgánica considérase unha fracción lábil que actúa como un substrato facilmente metabolizable para os microorganismos do solo, así como unha fonte de nutrientes a curto prazo (Gregorich et al., 1997). A evolución da materia orgánica soluble é máis rápida que a da materia orgánica total, e permite avaliar mellor os cambios producidos tanto no estatus dos microorganismos como nas propiedades físicas do solo. Para o estudo da materia orgánica soluble determináronse varias fraccións: o carbono extraíble en  $K_2SO_4$  e o carbono soluble en auga fría corresponden ás fraccións menos estables fronte á biodegradación, con tempos de residencia no solo de semanas ou meses, e comprenden desde moléculas simples a coloides, procedentes da descomposición de residuos frescos (von Lützow et al., 2007). A diferenza entre estas dúas fraccións, segundo Rennert et al. (2007), é que a auga extrae substancias relativamente máis hidrófobas e de maior peso molecular que o  $K_2SO_4$ , que extraería sobre todo compostos hidrófilos adsorbidos sobre superficies con carga, polo que esta sería unha mellor estimación da materia orgánica soluble. Por outra banda, o carbono soluble en auga quente é unha fracción composta maioritariamente por carbohidratos e compostos nitroxenados procedentes seguramente de células microbianas desecadas (Haynes, 2005; von Lützow et al., 2007), e correlaciónase coa biomasa microbiana e a microagregación (Ghani et al., 2003). Por último, os carbohidratos solubles en auga quente son os compoñentes da materia orgánica soluble máis relacionados coa agregación (Sparling e Cheshire, 1985). Haynes et al. (1991) atoparon que os carbohidratos extraíbles en auga quente se correlacionan mellor que o carbono total coa estabilidade de agregados, atribuíndose este feito ao seu elevado contido en azucres de orixe microbiano (Haynes e Francis, 1993).

A adición das tres emendas aos lodos de lousa incrementou inicialmente a concentración do carbono soluble en  $K_2SO_4$  ( $C_{ext}$ ) con respecto ao control (Táboa 142), pero só nas doses máis altas de compost e vermicompost (tratamentos C16 e V16), e no tratamento con bagazo sen compostar. Este último tivo o efecto máis pronunciado, incrementando a concentración de carbono extraíble desde os 36  $mg\ kg^{-1}$  do control ata 647  $mg\ kg^{-1}$ , un valor que superou amplamente o maior acadado mediante o tratamento con compost, que foi de 179  $mg\ kg^{-1}$  para C16. Unha vez rematada a incubación as concentracións de  $C_{ext}$  só foron superiores ás do control nos tratamentos C16 e B. As porcentaxes desta fracción con respecto ao carbono total foron inferiores ao 1% en todos os casos, excepto no tratamento con bagazo ao inicio e aos trinta días de incubación, nas que o carbono extraíble representou, respectivamente, o 4% e o 2% do C total.

Táboa 142. Carbono extraíble en  $K_2SO_4$  ( $mg\ kg^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	36 <sup>Aa</sup>	31 <sup>Aa</sup>	32 <sup>Aa</sup>	41 <sup>ABa</sup>
C4	39 <sup>Aab</sup>	54 <sup>ABa</sup>	47 <sup>ABCab</sup>	36 <sup>ABb</sup>
C8	60 <sup>ABab</sup>	77 <sup>BCa</sup>	56 <sup>BCDab</sup>	36 <sup>ABb</sup>
C16	179 <sup>Ca</sup>	96 <sup>Cb</sup>	69 <sup>CDb</sup>	60 <sup>BCb</sup>
V4	43 <sup>ABa</sup>	26 <sup>Aa</sup>	27 <sup>Aa</sup>	37 <sup>ABa</sup>
V8	34 <sup>Aa</sup>	39 <sup>ABa</sup>	36 <sup>ABa</sup>	35 <sup>ABa</sup>
V16	84 <sup>Ba</sup>	55 <sup>ABa</sup>	41 <sup>ABa</sup>	25 <sup>Aa</sup>
B	647 <sup>Da</sup>	195 <sup>Db</sup>	71 <sup>Dc</sup>	84 <sup>Cc</sup>

Seguindo unha tendencia semellante ao anterior, inicialmente o carbono soluble en auga fría (CS) só se incrementou significativamente con respecto ao control no tratamento coa dose máis elevada de compost (C16) e no tratamento con bagazo (Táboa 143), sendo os valores da mesma orde dos atopados para o  $C_{ext}$ . O feito de que os lodos emendados con vermicompost presentasen inicialmente as menores concentracións de CS está de acordo coa menor concentración de carbono soluble do vermicompost. Tras a incubación (día 90), as concentracións de CS nos lodos tratados con compost reducíronse ata niveis semellantes aos do control, e só nos tratamentos B e V16 mantivéronse máis altas que o control, amosando maiores concentracións que a tempo cero. O feito de que o carbono soluble en auga fría fose na maioría dos casos maior que o carbono extraíble en  $K_2SO_4$ , xa foi observado por outros autores (Bolan

et al., 1996; Haney et al., 1999), que atribúen este feito á adsorción dos compostos inicialmente solubilizados sobre os coloides floculados polo  $K_2SO_4$ . As condicións máis suaves da extracción con esta sal con respecto á extracción en auga (menor tempo de extracción e maior relación sólido:líquido) tamén poden ser causa das diferenzas observadas.

*Táboa 143. Carbono soluble en auga ( $mg\ kg^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Un asterisco denota diferenzas significativas entre a concentración inicial e final a  $P < 0,05$ . CS: C soluble en auga fría;  $CS_{80}$ : C soluble a  $80^\circ C$ .*

Tratamento	Día			
	0		90	
	CS	$CS_{80}$	CS	$CS_{80}$
0	30 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	13 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>
C4	120 <sup>abc</sup>	0 <sup>a</sup>	4 <sup>a*</sup>	0 <sup>a</sup>
C8	149 <sup>abc</sup>	0 <sup>a</sup>	22 <sup>a*</sup>	199 <sup>abc*</sup>
C16	221 <sup>bc</sup>	0 <sup>a</sup>	5 <sup>a*</sup>	422 <sup>c*</sup>
V4	160 <sup>abc</sup>	4 <sup>a</sup>	37 <sup>a*</sup>	153 <sup>ab*</sup>
V8	84 <sup>ab</sup>	40 <sup>ab</sup>	99 <sup>ab</sup>	239 <sup>bc*</sup>
V16	134 <sup>abc</sup>	189 <sup>c</sup>	157 <sup>b</sup>	387 <sup>c*</sup>
B	265 <sup>c</sup>	150 <sup>bc</sup>	450 <sup>c*</sup>	801 <sup>d*</sup>

O carbono soluble en auga quente ( $CS_{80}$ ), pola súa banda, inicialmente só se incrementou significativamente con respecto ao control nos tratamentos B e V16 (Táboa 143). Sen embargo, as concentracións desta fracción incrementáronse tras a incubación. Así, ao final da incubación, o  $CS_{80}$  incrementouse significativamente con respecto ao control en todos os tratamentos (excepto C4) e proporcionalmente á dose.

As porcentaxes de carbono soluble nos diferentes extractantes con respecto ao total foron moi baixas, e a orde relativa foi  $C_{ext} < CS < CS_{80}$ . No caso do  $C_{ext}$ , as porcentaxes de carbono total foron inferiores ao 0,7% en todos os casos, exceptuando o tratamento con bagazo, no que inicialmente foi do 4,0% e no primeiro mes do 2,1%. Para CS, as porcentaxes foron do 0,04-1,1% en todos os casos, excepto no tratamento do bagazo, no que esta fracción chegou ao 2,2% do C total. En solos agrícolas, é normal que esta fracción non chegue ao 0,5% do C total, aínda que en solos forestais pode superar o 2% (von Lützw et al., 2007). No caso do  $CS_{80}$ , esta fracción representou entre o 0-1,6% do C total, excepto no tratamento con bagazo, no que significou o 3,9% ao final da incubación; polo xeral, esta fracción foi máis abundante que as dúas anteriores ao final da incubación, como é habitual en solos (von Lützw et al., 2007).

As concentracións de carbohidratos solubles en auga quente incrementáronse con respecto ao control coa adición das doses maiores de ambos compost (tratamentos C16 e V16) e co bagazo (tratamento B), pero non sufriron cambios entre o tempo cero e o final da incubación (Táboa 144). Os carbohidratos representaron en todo caso unha fracción moi baixa do carbono total (menor do 2%), sendo as porcentaxes máis elevadas as correspondentes aos tratamentos coas maiores doses (C16 e V16).

*Táboa 144. Carbohidratos solubles en auga quente ( $\text{mg C kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. As diferenzas entre as concentracións iniciais e finais non foron significativas.*

Tratamento	Día	
	0	90
0	9 <sup>a</sup>	9 <sup>a</sup>
C4	13 <sup>ab</sup>	18 <sup>ab</sup>
C8	10 <sup>a</sup>	26 <sup>ab</sup>
C16	53 <sup>c</sup>	60 <sup>cd</sup>
V4	20 <sup>abc</sup>	11 <sup>a</sup>
V8	55 <sup>c</sup>	26 <sup>ab</sup>
V16	42 <sup>ab</sup>	42 <sup>bc</sup>
B	51 <sup>bc</sup>	74 <sup>d</sup>

Posto que numerosos autores notaron o efecto positivo das formas solubles de carbono na estabilidade estrutural do solo, e para profundizar no efecto das formas da materia orgánica sobre a agregación, examináronse as correlacións entre os parámetros indicadores da agregación e as formas de carbono (Táboa 145).

*Táboa 145. Correlacións entre agregación e formas de carbono na incubación.  $C_{\text{ext}}$ : C soluble en  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ; CS: C soluble en auga fría;  $\text{CS}_{80}$ : C soluble en auga quente; AMD: media aritmética do diámetro de agregados; GMD: media xeométrica do diámetro de agregados; D: dimensión fractal; WSA: agregados solubles en auga.*

	C total	$C_{\text{ext}}$	CS	$\text{CS}_{80}$	CH
AMD	-0,02	0,61	-0,01	0,39	0,29
GMD	-0,01	0,53	-0,07	0,32	0,25
D	0,18	-0,64	-0,05	-0,31	-0,31
WSA	0,38	0,90 <sup>**</sup>	0,82 <sup>*</sup>	0,95 <sup>***</sup>	0,93 <sup>**</sup>

Os parámetros derivados dos resultados do tamizado en seco (AMD, GMD e D) non amosaron ningunha correlación significativa. A estabilidade de agregados (WSA) correlacionouse significativamente con todas as formas de C soluble, pero non co C total. A mellor correlación presentouna co  $CS_{80}$  (significativa ao nivel 0,001), o que parece apuntar aos compostos incluídos nesta fracción como os máis importantes para a agregación. Haynes e Francis (1993) xa demostraron a importancia da fracción soluble en auga quente na unión dos agregados, un feito que atribúen ao elevado contido de azúceres de orixe microbiano.

En vista da excelente correlación atopada entre a porcentaxe de agregados estables en auga (WSA) e o carbono soluble en auga quente ( $CS_{80}$ ), realizouse unha análise de regresión para estes datos. A expresión da regresión lineal atopada foi a seguinte:

$$\% \text{ WSA} = 0,24 + 7,97 \cdot CS_{80}$$

$$R^2 = 0,92$$

$$\text{Erro típico da estimación} = 0,68$$

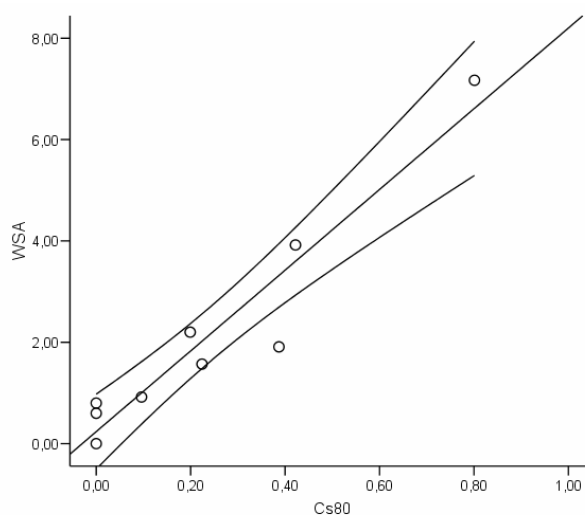


Figura 109. Regresión lineal de agregados estables en auga fronte a carbono soluble en auga quente. As bandas exteriores representan o intervalo de confianza da media ao 95%.

O valor da ordenada na orixe (0,24%) indica que a agregación estable nos lodos de lousa en ausencia de C soluble sería moi baixa. Se usamos a expresión da regresión para calcular a cantidade de carbono soluble que sería necesaria para estabilizar a totalidade dos agregados dos lodos no tempo que duraron os experimentos (90 días), obteríamos un valor de  $12,5 \text{ g kg}^{-1}$ , considerablemente elevado para o habitual en solos, e indicativo da dificultade de acadar unha agregación estable neste material.

**Nitróxeno e fósforo asimilables**

A deficiencia de nitróxeno dispoñible para as plantas é unha limitación común en residuos mineiros (Barnhisel, 1988), e os lodos de lousa non son unha excepción, pois como se ve nas Táboas 146 e 147, os lodos sen emendar presentaron cantidades moi baixas de nitróxeno asimilable, polo que a corrección deste problema será clave para o éxito da restauración. A adición de ambos compost e do bagazo incrementou as cantidades de N inorgánico dispoñible dos lodos, pero de modo diferente para cada emenda. Inicialmente, o amonio só se incrementou con respecto ao control nos lodos tratados co compost CB, con un máximo de  $63 \text{ mg kg}^{-1}$  para o tratamento C16 (Táboa 146). A medida que avanzou a incubación, as concentracións de amonio fóronse reducindo en todos os tratamentos, coa excepción do tratamento B. Sen embargo, tras a finalización do experimento os tratamentos C8, C16, V4 e V16 presentaron concentracións significativamente superiores ás do control, se ben os valores foron en todos os casos moi baixos, sendo o máximo os  $11 \text{ mg kg}^{-1}$  do tratamento C8. No tratamento con bagazo produciuse un incremento moi importante do amonio con respecto ao control, de xeito que á finalización da incubación acadou un valor de  $32 \text{ mg kg}^{-1}$ .

*Táboa 146. Amonio extraíble en KCl ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.*

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	6,0 <sup>Aa</sup>	3,0 <sup>ABCb</sup>	0,8 <sup>Ab</sup>	1,3 <sup>Ab</sup>
C4	21 <sup>Ba</sup>	9,7 <sup>Db</sup>	2,2 <sup>Ac</sup>	4,5 <sup>ABc</sup>
C8	39 <sup>Ca</sup>	13 <sup>Eb</sup>	4,8 <sup>Bb</sup>	11 <sup>Cb</sup>
C16	63 <sup>Da</sup>	4,8 <sup>Cb</sup>	6,3 <sup>Bb</sup>	10 <sup>Cb</sup>
V4	8,9 <sup>Aa</sup>	1,3 <sup>Ab</sup>	0,8 <sup>Ab</sup>	6,1 <sup>Ba</sup>
V8	9,4 <sup>Aa</sup>	2,7 <sup>ABab</sup>	0,9 <sup>Ac</sup>	3,4 <sup>ABb</sup>
V16	11 <sup>Aa</sup>	3,8 <sup>BCbc</sup>	1,3 <sup>Ac</sup>	5,3 <sup>Bb</sup>
B	7,8 <sup>Aa</sup>	3,4 <sup>BCa</sup>	17 <sup>Cb</sup>	32 <sup>Dc</sup>

A adición das emendas produciu efectos contrastados sobre o nitróxeno nítrico (Táboa 147): así, inicialmente todos os tratamentos co vermicompost e o tratamento C16 incrementaron significativamente as concentracións de nitrato con respecto ao control, mentres que os tratamentos C4 e C8 non produciron ningún cambio. Durante a incubación, as concentracións de nitrato oscilaron sen unha tendencia constante, de modo que as concentracións finais só foron



distintas das iniciais nos tratamentos C4 e C16, aínda que no primeiro caso produciuse un incremento e no segundo un descenso. Pola súa parte, nos lodos tratados con bagazo practicamente non se detectou esta forma de nitróxeno, indicando que as condicións neste tratamento son desfavorables para a nitrificación.

Táboa 147. Nitrato extraíble en KCl ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P<0,05$  no test de Duncan Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila. nd: non detectado.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	11 <sup>Bb</sup>	3,5 <sup>Ba</sup>	nd <sup>Aa</sup>	8,8 <sup>Ab</sup>
C4	12 <sup>Ba</sup>	31 <sup>Dd</sup>	15 <sup>ABb</sup>	26 <sup>Ac</sup>
C8	12 <sup>Ba</sup>	29 <sup>Db</sup>	11 <sup>ABa</sup>	16 <sup>Aa</sup>
C16	25 <sup>Ca</sup>	6,9 <sup>Cbc</sup>	nd <sup>Ac</sup>	14 <sup>Ab</sup>
V4	34 <sup>Da</sup>	36 <sup>Ea</sup>	24 <sup>ABa</sup>	22 <sup>Aa</sup>
V8	65 <sup>Eab</sup>	78 <sup>Fb</sup>	39 <sup>Bab</sup>	51 <sup>Ba</sup>
V16	110 <sup>Fab</sup>	136 <sup>Ga</sup>	79 <sup>Cb</sup>	63 <sup>Bb</sup>
B	1,8 <sup>Aa</sup>	nd <sup>Aa</sup>	nd <sup>Aa</sup>	0,4 <sup>Aa</sup>

A relación N-nitrato/N-amonio, que representa o potencial de nitrificación (Bleschmidt et al., 1999), foi maior nas mesturas con vermicompost que nas mesturas con compost, sendo os menores valores os do tratamento con bagazo (Táboa 148).

Táboa 148. Relacións N-nitrato/N-amonio nos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	1,8	1,1	0	6,7
C4	0,6	3,2	6,6	5,7
C8	0,3	2,3	2,2	1,4
C16	0,4	1,5	0,0	1,3
V4	3,8	28	28	3,6
V8	6,9	29	44	15
V16	10	36	60	12
B	0,2	0	0	0,01

Cando se considera o total do N asimilable, é dicir, a suma das formas nítrica e amoniacal (Táboa 149), obsérvase que, inicialmente, practicamente todos os tratamentos incrementaron a súa concentración con respecto aos lodos sen emenda, a excepción do tratamento con bagazo e o C4. Durante o experimento producíronse cambios que tiveron como resultado global un consumo neto de nitróxeno asimilable no control e os tratamentos C8 e C16, e un incremento para o tratamento con bagazo, mentres que no resto dos casos non houbo diferenzas significativas. A proporción de N dispoñible con respecto ao total foi semellante para os tratamentos con compost e con vermicompost (en torno ao 3-4% ao inicio da incubación e máis baixo, en torno ao 2%, ao final), e algo menor para o tratamento con bagazo (Táboa 150).

Táboa 149. Suma de N en forma de nitrato e amonio extraíbles en KCl ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	17 <sup>Aa</sup>	6,5 <sup>Bc</sup>	0,8 <sup>Ad</sup>	10 <sup>Ab</sup>
C4	33 <sup>ABb</sup>	40 <sup>Ec</sup>	17 <sup>ABa</sup>	30 <sup>ABb</sup>
C8	50 <sup>Ca</sup>	42 <sup>Eab</sup>	15 <sup>ABc</sup>	27 <sup>Abc</sup>
C16	87 <sup>Da</sup>	12 <sup>Cbc</sup>	6,3 <sup>ABc</sup>	24 <sup>Ab</sup>
V4	43 <sup>BCa</sup>	37 <sup>Da</sup>	25 <sup>ABa</sup>	28 <sup>Aa</sup>
V8	74 <sup>Dab</sup>	80 <sup>Fb</sup>	40 <sup>Ba</sup>	54 <sup>BCab</sup>
V16	120 <sup>Eab</sup>	140 <sup>Ga</sup>	81 <sup>Cb</sup>	68 <sup>Cb</sup>
B	10 <sup>Ab</sup>	3,3 <sup>Aa</sup>	17 <sup>ABc</sup>	33 <sup>ABd</sup>

Táboa 150. Porcentaxe de N asimilable con respecto ao N total nos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	1,7	1,2	0,1	1,5
C4	2,6	3,6	1,7	2,9
C8	3,8	2,8	1,1	1,5
C16	3,8	0,5	0,3	0,9
V4	4,5	4,1	2,5	2,7
V8	3,1	3,7	1,9	2,1
V16	3,2	4,2	2,6	1,8
B	1,2	0,3	1,3	1,8

Aínda que na maioría dos casos as diferenzas entre as concentracións inicial e final de nitróxeno asimilable non fosen estatisticamente significativas, o certo é que en moitos momentos das incubacións observáronse descensos do nitróxeno asimilable. Estes descensos poden ser atribuídos a procesos de inmovilización microbiana, observados en moitas ocasións tras a adición de compost a solos (Iglesias et al., 2008), e que poderían dar lugar a problemas de dispoñibilidade de N para as plantas. Para avaliar o alcance deste problema, calculáronse as porcentaxes de mineralización efectiva do nitróxeno engadido cos tratamentos (Táboa 151), segundo o explicado no apartado 3.2.31. Para os tratamentos con compost ou vermicompost as porcentaxes foron ou moi baixas ou negativas, o que indicaría que o uso microbiano deste elemento non o deixa á disposición das plantas durante un período que se estende ata os 90 días. Isto suporía unha limitación para a nutrición vexetal, que requiriría dun aporte adicional de nitróxeno, ou ben agardar a que esta etapa de inmovilización sexa superada antes de tentar establecer un cultivo.

Táboa 151. Mineralización efectiva de N (%).

Tratamento	Día		
	30	60	90
C4	1,8	0,0	0,4
C8	0,1	-0,9	-0,8
C16	-1,6	-1,6	-1,4
V4	0,4	-0,1	-0,6
V8	0,6	-0,6	-0,5
V16	0,5	-0,4	-0,8
B	0,3	1,7	2,1

Con respecto ao P, que se amosou como un factor limitante para a fertilidade e o desenvolvemento vexetal nos lodos de lousa, é de agardar que os tratamentos corrixan a súa deficiencia. Así, a adición das emendas deu lugar inicialmente a un incremento significativo das concentracións deste elemento con respecto ao control, en todos os tratamentos e de modo sempre proporcional á dose empregada (Táboa 152). As concentracións iniciais foron notablemente elevadas, e modifican de modo radical as clasificacións de fertilidade dos lodos. Segundo o esquema proposto pola F.A.O. (Cottenie, 1980), tendo en conta o contido en P asimilable, o control sería moi deficiente ( $< 5 \text{ mg P kg}^{-1}$ ), os tratamentos C4 e V4 manteríanse despois da inmovilización inicial, en niveis medios de fertilidade ( $9\text{-}17 \text{ mg P kg}^{-1}$ ), os tratamentos C8 e V8, en niveis altos ( $17\text{-}25 \text{ mg P kg}^{-1}$ ), e os tratamentos C16 e V16, en niveis moi altos ( $> 25 \text{ mg P kg}^{-1}$ ).

Táboa 152. P asimilable ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	2,2 <sup>Aa</sup>	1,6 <sup>Aa</sup>	1,3 <sup>Aa</sup>	2,0 <sup>Aa</sup>
C4	32 <sup>Ca</sup>	13 <sup>Cb</sup>	10 <sup>Cc</sup>	10 <sup>Bc</sup>
C8	44 <sup>Fa</sup>	27 <sup>Eb</sup>	19 <sup>Ec</sup>	21 <sup>Cc</sup>
C16	99 <sup>Ha</sup>	55 <sup>Gb</sup>	42 <sup>Gd</sup>	50 <sup>Ec</sup>
V4	18 <sup>Ba</sup>	10 <sup>Bb</sup>	7,5 <sup>Bc</sup>	10 <sup>Bb</sup>
V8	39 <sup>Ea</sup>	23 <sup>Db</sup>	18 <sup>DEc</sup>	19 <sup>Cc</sup>
V16	74 <sup>Ga</sup>	42 <sup>Fb</sup>	35 <sup>Fd</sup>	40 <sup>Dc</sup>
B	35 <sup>Da</sup>	23 <sup>Db</sup>	17 <sup>Dd</sup>	20 <sup>Cc</sup>

As concentracións iniciais reducíronse notablemente despois do primeiro mes de incubación en todas as mostras emendadas, ata valores en torno ao 60% dos iniciais, e mantivéronse aproximadamente constantes durante o resto da incubación. O efecto global da incubación foi, polo tanto, un consumo neto de P asimilable con respecto as cantidades dispoñibles no instante cero (excepto no control), o que indica que tivo lugar unha importante inmovilización inmediata deste elemento, atribuíble ao efecto dos microorganismos, xa que os lodos de lousa presentan cantidades de P asimilable seguramente insuficientes para o desenvolvemento microbiano promovido pola incubación cos compost. A inmovilización de P é un efecto común tras a adición de materiais orgánicos a solos de mina e residuos mineiros, que pode deberse tamén a outros mecanismos de inmovilización, como a unión a moléculas orgánicas, a adsorción sobre superficies Al-hidróxido neoformadas, ou a formación de fosfatos de calcio (Vetterlein et al., 1999). En todo caso, e desde o punto de vista da revexetación a longo prazo, a inmovilización microbiana de fósforo pode ser un proceso positivo pois evitaría en parte a perda deste elemento esencial por lavado, perda que sería importante de ser engadido como fosfato inorgánico, xa que nos lodos de lousa, con escasas cantidades de materia orgánica e arxilas, seguramente non existirán outros mecanismos de retención.

### ***Cacións asimilables***

Debido a que a concentración de Ca asimilable dos lodos de lousa xa era elevada e a que o Ca non é o elemento máis abundante nas emendas utilizadas, non é de agardar un gran efecto fertilizante das emendas para este elemento. Inicialmente, o Ca asimilable aumentou de modo

significativo só nos tratamentos C16, V8 e V16 (Táboa 153). Durante os dous primeiros meses de incubación as concentracións non variaron con respecto aos valores iniciais, producíndose no último mes un incremento nalgunhas mostras (C4, C8, V8, V16 e B). Sen embargo, ao final da incubación só os tratamentos V8 e V16 se diferenciaron significativamente do control.

*Táboa 153. Calcio asimilable ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.*

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	496 <sup>ABa</sup>	612 <sup>BCa</sup>	664 <sup>BCa</sup>	638 <sup>Aa</sup>
C4	498 <sup>ABa</sup>	525 <sup>ABa</sup>	664 <sup>BCab</sup>	751 <sup>ABb</sup>
C8	502 <sup>ABa</sup>	468 <sup>Aa</sup>	526 <sup>Aa</sup>	680 <sup>Ab</sup>
C16	634 <sup>Ca</sup>	544 <sup>ABa</sup>	647 <sup>Ba</sup>	660 <sup>Aa</sup>
V4	553 <sup>Ba</sup>	670 <sup>Ca</sup>	706 <sup>BCa</sup>	681 <sup>Aa</sup>
V8	731 <sup>Da</sup>	788 <sup>Da</sup>	772 <sup>CDa</sup>	886 <sup>BCb</sup>
V16	845 <sup>Ea</sup>	909 <sup>Eab</sup>	878 <sup>Da</sup>	1006 <sup>Cb</sup>
B	480 <sup>Aa</sup>	512 <sup>ABa</sup>	508 <sup>Aa</sup>	652 <sup>Ab</sup>

No caso do Mg asimilable, a adición de bagazo ou compost non tivo inicialmente efecto sobre a súa concentración, mentres que a adición de vermicompost incrementouna nos tratamentos coas doses maiores (V8 e V16; Táboa 154). Ao longo da incubación as concentracións de Mg asimilable incrementáronse en todas as mostras con respecto ao tempo cero, incluído o control, pero á finalización do experimento ningún tratamento presentou valores significativamente superiores aos do control. Polo tanto, este incremento progresivo de Mg debe atribuírse en grande medida á contribución dos propios lodos, e non a un efecto fertilizante das emendas.

Canto ao K, que é o catión de efecto nutriente máis abundante nas emendas utilizadas, agárdase un importante efecto fertilizante, e máis tendo en conta a elevada dispoñibilidade deste catión, un feito habitual en todo tipo de compost (Vogtmann et al., 1993). Así, e aínda que as cantidades presentes nos lodos sen emendar foron elevadas en todo momento, todos os tratamentos produciron inicialmente un incremento significativo con respecto ao control (Táboa 155), que polo xeral foi proporcional á dose de emenda. As concentracións de K asimilable incrementáronse ao longo da incubación nos tratamentos C8, C16 e V16, chegando a valores superiores a  $2700 \text{ mg kg}^{-1}$ . Á finalización do experimento, só os tratamentos C4 e V4 non presentaron cantidades de K asimilable significativamente superiores á do control. O bagazo

produciu en xeral un efecto intermedio entre os tratamentos co 8% de compost ou vermicompost (C8 e V8) e os tratamentos coa dose maior (C16 e V16).

Táboa 154. Magnesio asimilable ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	202 <sup>BCa</sup>	207 <sup>Aa</sup>	228 <sup>Aa</sup>	334 <sup>BCb</sup>
C4	173 <sup>Aa</sup>	228 <sup>ABb</sup>	304 <sup>Cc</sup>	367 <sup>BCd</sup>
C8	173 <sup>Aa</sup>	219 <sup>ABab</sup>	264 <sup>Bb</sup>	340 <sup>BCc</sup>
C16	204 <sup>Ca</sup>	224 <sup>ABa</sup>	295 <sup>Cb</sup>	336 <sup>BCb</sup>
V4	178 <sup>ABa</sup>	251 <sup>Bb</sup>	261 <sup>Bb</sup>	268 <sup>Ab</sup>
V8	238 <sup>Da</sup>	290 <sup>Cb</sup>	308 <sup>Cb</sup>	312 <sup>ABb</sup>
V16	285 <sup>Ea</sup>	341 <sup>Db</sup>	338 <sup>Db</sup>	394 <sup>Cc</sup>
B	185 <sup>ABCa</sup>	198 <sup>Aa</sup>	241 <sup>ABb</sup>	323 <sup>ABc</sup>

Táboa 155. Potasio asimilable ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	Día			
	0	30	60	90
0	751 <sup>Aa</sup>	743 <sup>Aa</sup>	739 <sup>Aa</sup>	816 <sup>Aa</sup>
C4	1201 <sup>Ba</sup>	1123 <sup>Ba</sup>	982 <sup>Ba</sup>	1096 <sup>Aa</sup>
C8	1137 <sup>Ba</sup>	1403 <sup>Cb</sup>	1237 <sup>Ca</sup>	1669 <sup>Bc</sup>
C16	1556 <sup>Ca</sup>	1934 <sup>Fb</sup>	1946 <sup>Eb</sup>	2782 <sup>Dc</sup>
V4	1159 <sup>Ba</sup>	1162 <sup>Ba</sup>	973 <sup>Bb</sup>	1080 <sup>Aab</sup>
V8	1599 <sup>Ca</sup>	1642 <sup>Da</sup>	1308 <sup>Cb</sup>	1581 <sup>Ba</sup>
V16	2013 <sup>Db</sup>	2100 <sup>Gc</sup>	1911 <sup>Ea</sup>	2750 <sup>Dd</sup>
B	1831 <sup>CDa</sup>	1766 <sup>Ea</sup>	1585 <sup>Da</sup>	2022 <sup>Ca</sup>

Polo que respecta aos incrementos observados nas concentracións dos catións asimilables durante a incubación, e especialmente no último mes, hai que lembrar o descenso do pH que se produciu en todas as mostras emendadas con compost con respecto ao control, desde valores

superiores a 7 ata valores en torno a 6 (Táboa 138), e que puido ser en parte responsable do incremento da solubilidade destes catións básicos.

### **Propiedades bioquímicas**

Nos apartados anteriores especulouse amplamente sobre a posibilidade da existencia de fenómenos de inmovilización microbiana de nutrientes (especialmente P e N) durante a incubación. Esta hipótese implicaría o mantemento de niveis elevados de actividade biolóxica durante a mesma, debido ás condicións óptimas de humidade e temperatura, e o uso por parte da biomasa microbiana dos nutrientes aportados polo compost. Como se observa na Táboa 156, a biomasa microbiana incrementouse significativamente en todas as mesturas e de maneira proporcional á dose, mentres que o control presentou en todo momento valores moi baixos. O compost e o vermicompost produciron efectos equivalentes, mentres que o bagazo incrementou a biomasa microbiana por riba do agardado, tendo en conta que se aplicou nunha dose do 8%, producindo valores semellantes aos dos tratamentos C16 e V16. A tendencia xeral do carbono biomasa durante a incubación foi a manterse constante, a excepción dos tratamentos C16 e B, nos que se reduciu nalgúns momentos. Ao final da incubación, os tratamentos C8, C16, V16 e B mantiveron valores de carbono biomasa significativamente superiores aos do control.

*Táboa 156. Carbono procedente de biomasa microbiana ( $\text{mg } 100 \text{ g}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila. nd: non detectado.*

Tratamento	día			
	0	30	60	90
0	5,1 <sup>Aa</sup>	nd <sup>Aa</sup>	nd <sup>Aa</sup>	4,8 <sup>Aa</sup>
C4	36 <sup>Aa</sup>	12 <sup>Aa</sup>	8,6 <sup>Aa</sup>	13 <sup>Aa</sup>
C8	49 <sup>Aa</sup>	36 <sup>Ba</sup>	38 <sup>Ba</sup>	69 <sup>Ba</sup>
C16	111 <sup>Ca</sup>	103 <sup>Dab</sup>	83 <sup>CDb</sup>	82 <sup>Bb</sup>
V4	33 <sup>Aa</sup>	9,2 <sup>Aa</sup>	12 <sup>Aa</sup>	7,1 <sup>Aa</sup>
V8	58 <sup>ABa</sup>	31 <sup>Ba</sup>	35 <sup>Ba</sup>	54 <sup>ABa</sup>
V16	106 <sup>BCa</sup>	61 <sup>Ca</sup>	66 <sup>Ca</sup>	90 <sup>Ba</sup>
B	125 <sup>Ca</sup>	103 <sup>Dab</sup>	88 <sup>Db</sup>	96 <sup>Bab</sup>

A evolución da actividade dehidroxenasa das mesturas durante a incubación (Táboa 157) foi similar á do carbono biomasa. Inicialmente, a actividade dehidroxenasa incrementouse significativamente e de maneira proporcional á dose en todos os tratamentos (excepto C4) con

respecto ao control, que presentou valores moi baixos. Durante a incubación, no tratamento C16, a actividade dehidroxenasa incrementouse constantemente, mentres que no resto de tratamentos producíronse modificacións puntuais, sendo polo xeral os valores maiores os correspondentes ao segundo mes. Ao final da incubación, a actividade dehidroxenasa foi significativamente maior que a do control nos tratamentos C16, V16 e B, sendo o maior valor o do tratamento con bagazo ( $302 \text{ mg TPF kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ). Destes datos, semellantes aos de carbono biomasa, enténdese que as mesturas coas doses máis baixas de emenda non foron capaces de manter a actividade biolóxica no tempo.

Táboa 157. Actividade dehidroxenasa ( $\text{mg TPF kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ ) dos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. Letras maiúsculas indican diferenzas dentro de cada columna, e as letras minúsculas indican diferenzas dentro de cada fila.

Tratamento	día			
	0	30	60	90
0	1,9 <sup>Aa</sup>	2,9 <sup>Aa</sup>	3,5 <sup>Aa</sup>	2,3 <sup>Aa</sup>
C4	13 <sup>abAB</sup>	18 <sup>ABbc</sup>	23 <sup>ABc</sup>	7,0 <sup>ABa</sup>
C8	17 <sup>Ba</sup>	34 <sup>BCa</sup>	59 <sup>Cb</sup>	30 <sup>ABCa</sup>
C16	59 <sup>Da</sup>	100 <sup>DEb</sup>	199 <sup>Ec</sup>	88 <sup>BCb</sup>
V4	19 <sup>Ba</sup>	9,5 <sup>Aa</sup>	6,4 <sup>Aa</sup>	5,9 <sup>ABa</sup>
V8	41 <sup>Cab</sup>	49 <sup>Ca</sup>	49 <sup>BCa</sup>	25 <sup>ABCb</sup>
V16	81 <sup>Ea</sup>	82 <sup>Da</sup>	116 <sup>Db</sup>	95 <sup>Cab</sup>
B	261 <sup>Fa</sup>	104 <sup>Eb</sup>	266 <sup>Fa</sup>	302 <sup>Da</sup>

A actividade microbiana é un factor fundamental na agregación do solo (Angers e Chenu, 1997), de modo que se estudiaaron as correlacións dos parámetros bioquímicos e os indicativos da agregación (Táboa 158).

Táboa 158. Coeficientes de correlación entre agregación e actividade biolóxica. MBC: carbono biomasa; DHA: actividade dehidroxenasa; AMD: media aritmética do diámetro de agregados; GMD: media xeométrica do diámetro de agregados; D: dimensión fractal; WSA: agregados solubles en auga.

	MBC	DHA
AMD	0,36	0,13
GMD	0,34	0,06
D	-0,22	-0,20
WSA	0,75 <sup>*</sup>	0,95 <sup>***</sup>



Tanto a actividade dehidroxenasa como o carbono biomasa presentaron correlacións significativas coa estabilidade de agregados, sendo o valor máis alto o da actividade dehidroxenasa (significativa a  $P < 0,001$ ). Pola súa banda, e do mesmo modo que se observou anteriormente no estudo das correlacións coas formas de C soluble, os parámetros indicativos do diámetro de agregados non presentaron ningunha correlación significativa.

### ***Compatibilidade con plantas***

O test de xerminación de herba de Vigo das mesturas, realizado ao finalizar a incubación, deu os resultados que se amosan na Táboa 159. Como se ve, non se atoparon diferenzas significativas entre tratamentos nas porcentaxes de xerminación, que estiveron entre o 60 e o 80%. Canto á lonxitude das raíces, as mesturas con compost non melloraron os resultados do control, e incluso na mostra C8 o resultado foi notablemente peor, indicando unha certa fitotoxicidade. Pola contra, as mesturas con vermicompost deron mellores resultados, sendo a lonxitude das raíces no tratamento V4 significativamente maior que no control; ao aumentar a dose de vermicompost a lonxitude das raíces foise reducindo, pero foi sempre superior á dos lodos sen emendar.

*Táboa 159. Resultados do test de xerminación con Herba de Vigo dos lodos de lousa incubados con compost e vermicompost de bagazo. Medias seguidas de superíndices iguais na mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. PX: porcentaxe de xerminación; L: lonxitude media das raíces (mm); GI: índice combinado.*

Tratamento	PX	L	GI
0	63 <sup>a</sup>	38 <sup>b</sup>	25 <sup>ab</sup>
C4	80 <sup>a</sup>	44 <sup>bc</sup>	35 <sup>bc</sup>
C8	70 <sup>a</sup>	26 <sup>a</sup>	18 <sup>a</sup>
C16	67 <sup>a</sup>	40 <sup>bc</sup>	26 <sup>ab</sup>
V4	83 <sup>a</sup>	51 <sup>c</sup>	42 <sup>c</sup>
V8	80 <sup>a</sup>	44 <sup>bc</sup>	35 <sup>bc</sup>
V16	70 <sup>a</sup>	37 <sup>b</sup>	26 <sup>ab</sup>

Os resultados dos test biolóxicos son en ocasións difíciles de interpretar, debido a que están suxeitos a grande variabilidade. Neste caso observouse, a grandes rasgos, que as lonxitudes medias das raíces incrementáronse nas doses máis baixas de emenda, reducíndose o efecto positivo ao incrementarse a dose. Parece polo tanto que a adición de pequenas doses de emenda tivo un efecto positivo sobre a xerminación, pero que se reduce a doses maiores, nas que se comeza a manifestar o efecto das substancias fitotóxicas presentes.

Posto que os compost presentaron fitotoxicidade para a cebada, realizouse tamén unha proba de crecemento con esta especie nas mesturas despois da incubación. A táboa 160 amosa os resultados dos recontos de plantas aos tres, sete e dez días, así como a produtividade obtida ao final da proba. As maiores porcentaxes de xerminación acadáronse no control e no tratamento V8, mentres que a máis baixa foi a do tratamento C16. Canto á produtividade, só nos tratamentos V4 e V8 foi superior á dos lodos sen emendar. Pola contra, a produtividade do tratamento C16 en peso fresco e peso seco, e a do tratamento con bagazo, en fresco, foron as máis baixas entre todos os tratamentos.

Táboa 160. Porcentaxe de xerminación de cebada, e produtividade en fresco e en seco, nos lodos de lousa incubados con bagazo, compost e vermicompost de bagazo.

Tratamento	Xerminación (%)			Produtividade			
	día 3	día 7	día 10	peso fresco (g)	% control	peso seco (g)	% control
0	56	90	92	3,224	100	0,400	100
C4	44	82	88	2,637	82	0,308	77
C8	48	76	78	2,699	84	0,315	79
C16	72	54	48	0,842	26	0,113	28
V4	42	82	80	3,844	119	0,425	106
V8	36	96	94	3,634	113	0,446	112
V16	78	78	74	1,908	59	0,247	62
B	30	80	78	1,232	38	0,256	64

Con respecto a estes resultados compre destacar varios aspectos: primeiro, hai que salientar que os lodos de lousa non presenten fitotoxicidade, como se deduce dos datos do control, no que xerminaron o 92% das sementes. Este feito é consecuencia da ausencia de factores fitotóxicos como poden ser unha elevada salinidade, concentracións excesivas de metais pesados ou un pH inadecuado. En todo caso, a falta de nutrientes dos lodos impediría, ou en todo caso dificultaría seriamente, o crecemento das plantas a máis longo prazo.

Segundo, tanto o compost como o vermicompost, empregados a doses elevadas, son fitotóxicos para a cebada. Sen embargo, neste tipo de probas en ocasións é difícil distinguir o efecto fitotóxico dos compost superposto sobre o efecto positivo derivado do aporte de nutrientes pola emenda. Así, por exemplo, nas mesturas con vermicompost o efecto fitotóxico manifestouse por riba do efecto fertilizante no tratamento coa dose máis alta (V16), mentres que nas outras dúas predominou o efecto do incremento de nutrientes, dando como resultado un incremento neto da produtividade. Nas mesturas con compost non se chega a obter en ningunha

dose un incremento neto da produtividade, polo que concluímos que o efecto fitotóxico é maior que o do vermicompost.

Terceiro, o efecto fitotóxico do compost e o vermicompost non actúa tanto sobre a xerminación como sobre o crecemento. Nun primeiro momento as doses máis elevadas de emenda (C16 e V16) deron lugar a un incremento importante da xerminación con respecto a todas as demais mesturas e ao control; sen embargo, o número de plantas sufriu un descenso nestas mesturas, a partir do sétimo día no tratamento C16 e no décimo día V16.

Por outra banda, o bagazo resultou ser moi fitotóxico aínda despois de tres meses de incubación, como observamos ao comparar os resultados para o tratamento B cos tratamentos C8 e V8, que recibiron a mesma dose de compost ou vermicompost. A presenza de substancias fitotóxicas e déficit de osíxeno, asociados á descomposición de residuos frescos no solo, así como a inmovilización de nutrientes, son factores comúns que poden dificultar e incluso impedir o establecemento da vexetación (Iglesias et al., 2008). O descenso observado tanto na xerminación como na produtividade dos lodos emendados con bagazo con respecto ao control, sumados ao aspecto xeral das plantas, son indicativos de que as condicións existentes nos lodos emendados con bagazo non son as adecuadas para o desenvolvemento vexetal, incluso despois de tres meses de incubación conxunta. Así, poderían permanecer substancias fitotóxicas procedentes da descomposición do bagazo, ou presentes inicialmente e non descompostas, e polo tanto a utilización directa deste tipo de residuo agrícola presenta inconvenientes. Por outra banda, os elevados valores de actividade biolóxica dos lodos emendados con bagazo ao final da incubación son tamén indicativos da súa activa descomposición durante todo o experimento. Así, parece que a descomposición do bagazo continuaría incluso despois de tres meses en condicións óptimas de humidade e temperatura. Esta inestabilidade do bagazo pode ter consecuencias prexudiciais asociadas para o crecemento vexetal, tales como a produción de substancias fitotóxicas, o descenso dos niveis de O<sub>2</sub> ou o incremento da temperatura na rizosfera. Ademais, tendo en conta o observado nos experimentos de compostaxe anteriores, nos que se concluíu que a estabilización dos residuos vitivinícolas se acaba nun tempo inferior a tres meses (coa conseguinte redución da fitotoxicidade), parece que se produciu unha ralentización do proceso de descomposición ao ser mesturado cos lodos, polo que non se debería recomendar a adición directa ao solo deste residuo.

Finalmente, na Figura 110 amósanse as plantas de cebada cultivadas nas mesturas unha vez finalizada a proba de crecemento, sendo de destacar o aspecto vigoroso das plantas nos tratamentos V4 e V8, e o seu escaso número e desenvolvemento nos tratamentos C16 e B.

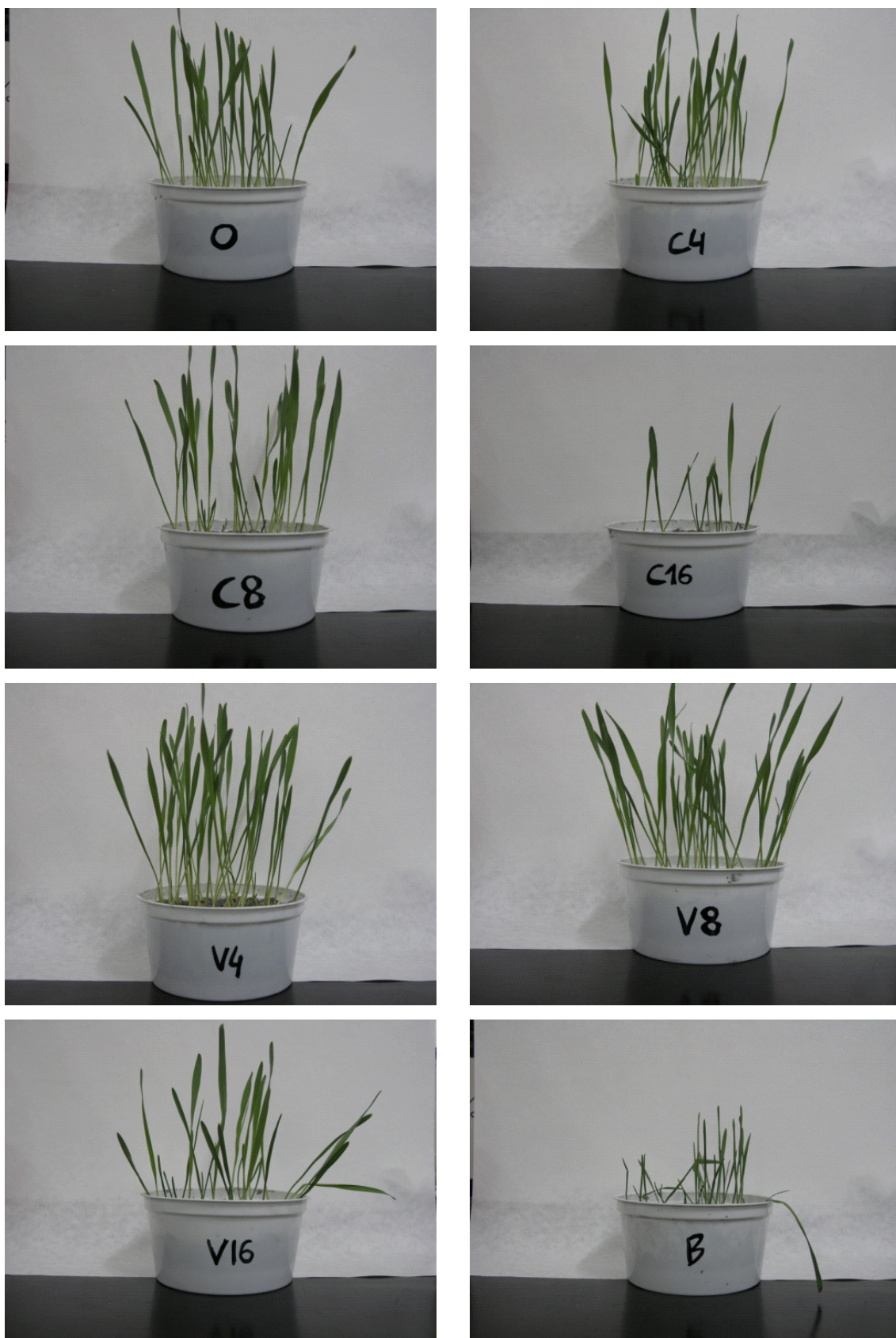


Figura 110. Test de compatibilidade con cebada: de esquerda a dereita e de arriba a abaixo, comezando arriba á esquerda: control e tratamentos C4, C8, C16, V4, V8, V16 e B.

**Resumo**

Este experimento de incubación permitiunos extraer diversas conclusións sobre o efecto da adición de materia orgánica esóxena aos lodos e lousa, e en particular sobre a posibilidade de mellorar as propiedades dos lodos de lousa con emendas orgánicas. Podemos resumir os resultados máis relevantes do seguinte modo:

- (1) O efecto sobre as propiedades dos lodos de lousa durante a incubación foi distinto en función do material utilizado como emenda orgánica.
- (2) A adición do vermicompost non tivo efecto sobre a estrutura dos lodos, mentres que o compost e o bagazo deron lugar a unha mellora moi feble, relacionada co maior contido destes últimos en compostos solubles de carbono.
- (3) Todas as emendas incrementaron a capacidade de retención de auga dos lodos, pero sen incrementar a auga dispoñible para as plantas, excepto na dose máis alta de vermicompost.
- (4) Todas as emendas incrementaron os valores dos límites de Atterberg, e polo xeral reduciron a súa plasticidade, especialmente nas doses máis altas.
- (5) Aínda que todos os materiais incrementaron as concentracións de materia orgánica dos lodos ao final da incubación, o tratamento con vermicompost foi o que acadou os valores máis altos de C e N totais.
- (6) Todas as emendas tiveron un efecto acidificante sobre os lodos que levou o pH a un rango máis adecuado para a dispoñibilidade máxima de nutrientes.
- (7) As concentracións de nitróxeno dispoñible só se incrementaron de forma significativa coa adición de vermicompost.
- (8) As concentracións de fósforo dispoñible incrementáronse en todos os casos, mellorando a fertilidade dos lodos, aínda que nalgúns casos observouse inmovilización microbiana.
- (9) Ningunha das emendas tivo un efecto fertilizante significativo sobre calcio e magnesio. Pola contra, todas incrementaron as concentracións de potasio asimilable.
- (10) O compost e o bagazo aumentaron a biomasa microbiana e a actividade biolóxica en maior medida que o vermicompost, aínda que as tres emendas incrementaron os valores dos lodos.
- (11) O compost e o vermicompost amosaron algúns problemas de fitotoxicidade cando foron utilizados en doses elevadas (16%), pero o tratamento con bagazo sen compostar foi o que deu lugar á maior fitotoxicidade.

### 4.2.3. Incubación con té de vermicompost

O derradeiro experimento de incubación realizouse para avaliar o efecto da fracción soluble do compost sobre as propiedades dos lodos, especialmente sobre as propiedades físicas. Resultados positivos nesta forma de aplicación permitirían o uso de extractos de compost en restauración por medio do procedemento habitual de hidrosembra. Prieto et al. (2008), por exemplo, avaliaron anteriormente o uso de extractos acuosos de compost na restauración de impactos ambientais da minería, observando que a súa aplicación mellora a colonización microbiolóxica en taludes de canteiras.

As principais características do extracto acuoso preparado a partir do vermicompost de bagazo VB amósanse na Táboa 161. O pH foi un pouco inferior ao do vermicompost, e a condutividade eléctrica foi moi elevada, como consecuencia do elevado tempo de extracción e a elevada relación sólido/líquido (1:1). As concentracións de nutrientes solubles seguiron a mesma orde que as análises do extracto acuoso realizado ao vermicompost, sendo o K con moito o nutriente máis abundante, seguido de P, N, Ca e Mg, por esta orde. A relación C/N tivo un valor de 8, moito menor que a do vermicompost, o que indica un enriquecemento relativo en nitróxeno debido á extracción preferente de compostos de nitróxeno con respecto aos de carbono.

Táboa 161. Composición e propiedades químicas do té de vermicompost VB. CE: condutividade eléctrica; CH: carbono húmico.

pH	6,4
CE (dS m <sup>-1</sup> )	6,9
C (g L <sup>-1</sup> )	0,95
N (g L <sup>-1</sup> )	0,11
C/N	8
CH (g L <sup>-1</sup> )	0,09
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	87
K (mg L <sup>-1</sup> )	1167
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	30
P (mg L <sup>-1</sup> )	214

Na Táboa 162 amósanse as propiedades químicas e a actividade biolóxica dos lodos de lousa despois dos 90 días de incubación co té de vermicompost. O pH reduciuse considerablemente con respecto ao que presentaban os lodos inicialmente (7,9), pero o valor foi semellante ao obtido no experimento anterior para os lodos emendados con compost e vermicompost tras tres

meses de incubación. O carbono total non se incrementou con respecto ao dos lodos, o que indica que o extracto de compost non foi capaz de aportar cantidades significativas deste elemento. A ausencia de carbono soluble en auga quente indica que os compostos solubles que se engadiron foron metabolizados ou transformados en compostos de menor solubilidade. O extracto de vermicompost non produciu ningún efecto sobre a actividade dehidroxenasa, o que indica que por si só non foi capaz de promover a actividade biolóxica.

Táboa 162. Propiedades químicas e bioquímicas dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost. CS: carbono soluble en auga fría; CS<sub>80</sub>: carbono soluble en auga quente; DHA: actividade dehidroxenasa; nd: non detectado.

	pH	C total %	CS g kg <sup>-1</sup>	CS <sub>80</sub> g kg <sup>-1</sup>	DHA mg TPF kg <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>
Lodos + té	6,2	0,72	nd	nd	0,5



Figura 111. Lodos de lousa despois da incubación con té de vermicompost.

Sen embargo, o té de compost exerceu un importante efecto sobre a agregación dos lodos, pois os resultados do tamizado en seco (Táboa 163) indican que a fracción de agregados maiores de 4 mm foi a máis importante, representando case o 80% en peso do total, cando esta fracción non existía inicialmente nos lodos sen tratar (que foron desagregados e tamizados por 2 mm).

Táboa 163. Distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost e comparación cos valores iniciais nos lodos.

	Diámetro (mm)					
	> 4	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	<0,25
Lodos + té	79,8	11,9	4,1	2,2	1,4	0,6



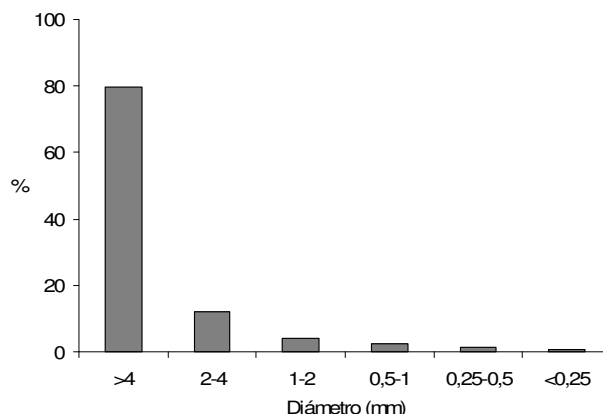


Figura 112. Representación gráfica da distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost.

Na Táboa 164 obsérvase que os diámetros medios obtidos da distribución de agregados en seco presentaron valores maiores que os obtidos nas incubacións con compost e vermicompost. Sen embargo, os agregados formados foron completamente inestables en auga, seguramente debido á falta de carbono suficiente para estabilizar os agregados incipientes producidos pola adición do té de vermicompost.

Táboa 164. Parámetros indicativos da distribución de tamaño de agregados e agregados estables dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost e comparación cos valores iniciais nos lodos. AMD: media aritmética; GMD: media xeométrica; D: dimensión fractal; WSA: agregados estables en auga.

	AMD (mm)	GMD (mm)	D	WSA (%)
Lodos + té	4,0	3,3	2,9	0

A incubación co té de vermicompost incrementou a retención de auga dos lodos no punto de marchitamento, pero reduciu a capacidade de campo, dando lugar a un descenso notable da auga útil (Táboa 165). O incremento do punto de marchitamento podería deberse a un incremento da superficie específica, mentres que o descenso da capacidade de campo ten que deberse a unha redución da porosidade, aínda que non se tivo ningunha evidencia sobre o mecanismo polo que se puido producir.

Táboa 165. Capacidade de retención de auga dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost e comparación cos valores iniciais nos lodos. CC: capacidade de campo; PMP: punto de marchitamento.

	CC	PMP	Auga útil
Lodos (Irosa 2)	50,7	5,1	45,7
Lodos + té	40,1	10,6	29,5



Despois da incubación con té de compost observouse un importante descenso do índice de plasticidade dos lodos (Táboa 166), como consecuencia da combinación dun lixeiro descenso do límite líquido, o cal pode deberse a un efecto lubrificante do extracto de compost, e un pequeno incremento do límite plástico.

*Táboa 166. Limites de Atterberg dos lodos de lousa incubados con té de vermicompost e comparación cos valores iniciais nos lodos.*

	LL	LP	IP
Lodos (Irosa 2)	35,9	31,4	4,4
Lodos + té	34,2	32,5	1,7

O obxectivo desta incubación era avaliar a posibilidade da aplicación de extractos acuosos de compost en restauración como compoñente nas mesturas de hidrosembrado, posto que a aplicación de compost en superficie pode representar maiores dificultades técnicas. Vistos os resultados, sen embargo, neste caso non se pode recomendar esta práctica, pois non se obtivo ningunha vantaxe adicional con respecto ao uso de compost e vermicompost, producíndose incluso unha redución da capacidade de retención de auga.

### 4.3. EXPERIMENTO EN INVERNADOIRO

A continuación expóñense os resultados do experimento de emenda dos lodos de lousa con vermicompost, e crecemento de herba de Vigo en invernadoiro. Os experimentos en invernadoiro para determinar a tolerancia vexetal e a capacidade produtiva de residuos mineiros son un paso importante antes de emprender calquera actuación no campo, e existen numerosos estudos con residuos mineiros e compost a esta escala (Chiu et al., 2006; Ye et al., 2000). Os materiais utilizados neste experimento foron os lodos *Irosa 1* e o vermicompost VP1. Na Táboa 167 resúmense os tratamentos realizados, e na Táboa 168 lémbrense de novo as propiedades máis relevantes do vermicompost VP1.

Táboa 167. Nomenclatura das mostras no experimento de invernadoiro.

Clave	Tratamento
0	Lodos de lousa sen emendar
2	Lodos de lousa con 2% de vermicompost (peso seco)
4	Lodos de lousa con 4% de vermicompost (peso seco)
8	Lodos de lousa con 8% de vermicompost (peso seco)
16	Lodos de lousa con 16% de vermicompost (peso seco)

Táboa 168. Principais propiedades do vermicompost de bagazo VP1. CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total.

Densidade aparente (g L <sup>-1</sup> )	153
pH	7,8
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0,37
MO (%)	90,9
C total (%)	52,7
N total (%)	3,0
C/N	18
Ca total (mg kg <sup>-1</sup> )	8733
K total (mg kg <sup>-1</sup> )	23205
Mg total (mg kg <sup>-1</sup> )	2109
P total (mg kg <sup>-1</sup> )	2904
K asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	5317
Mg asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	271
P asimilable (mg kg <sup>-1</sup> )	401

### 4.3.1. Propiedades físicas

A grandes rasgos, a distribución de tamaño de agregado dos lodos non se modificou de modo significativo tras a emenda con vermicompost e o crecemento de herba de Vigo (Táboa 169), aínda que nos lodos tratados coa dose máis alta de vermicompost observouse un incremento da fracción de agregados entre 1 e 2 mm con respecto ao control. Con respecto ás distribucións observados nas incubacións precedentes, aquí o efecto da emenda parece ser menor.

Táboa 169. Distribución de tamaño de agregados tras tamizado en seco (porcentaxe en peso sobre o total) dos lodos de lousa emendados vermicompost de bagazo ao final do experimento de invernadoiro.

Tratamento	Diámetro (mm)					
	> 4	2-4	1-2	0,5-1	0,25-0,5	< 0,25
0	0,1	12,4	24,3	18,4	16,0	28,8
2	0,1	9,6	21,8	21,5	19,4	27,6
4	0,3	18,3	22,1	16,9	12,9	29,5
8	0,1	14,9	24,3	19,4	17,7	23,7
16	0,5	20,3	21,7	18,3	12,7	26,5

Comparando a distribución de tamaño de agregados experimental (Figura 113) coa distribución teórica de mesturas equivalentes de vermicompost e lodos de lousa, calculadas a partir dos datos do tamizado en seco dos dous compoñentes (Figura 114), obsérvase que a cantidade de agregados maiores de 2 mm foi menor do agardado.

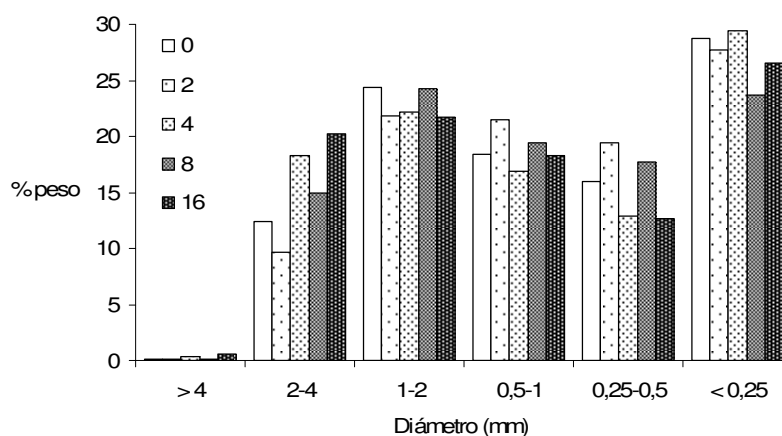


Figura 113. Distribución de tamaño de agregados en seco dos lodos de lousa emendados con vermicompost de bagazo ao final do experimento de invernadoiro.

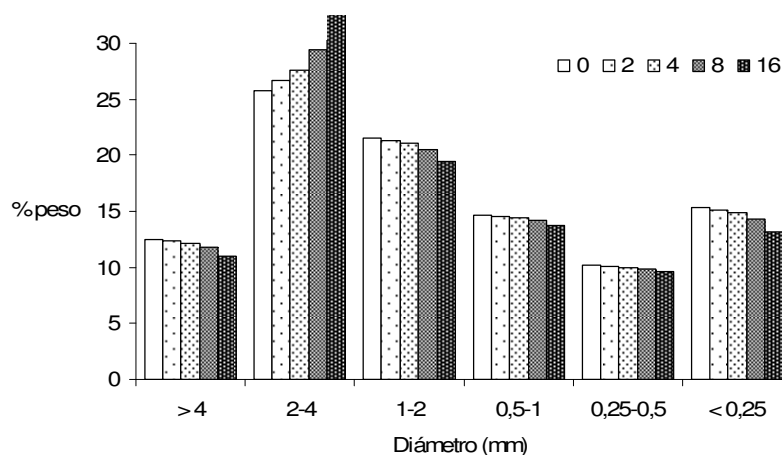


Figura 114. Distribución inicial de tamaño de agregados en seco dos lodos de lousa emendados con vermicompost de bagazo.

Dos valores calculados para as medias aritmética e xeométrica e a dimensión fractal (Táboa 170) tamén se deduce que non se produciu unha mellora significativa da agregación debida ao vermicompost. Os valores para a media aritmética, que oscilaron entre 0,9 e 1,2 mm, e para a media xeométrica, entre 0,6 e 0,75 mm, foron menores que os obtidos nos experimentos de incubación en laboratorio (apartados 4.2.2 e 4.2.3). Como é lóxico, coa dimensión fractal sucedeu o contrario, amosando valores entre 4,4 e 4,7 que suxiren un grao elevado de fragmentación.

Táboa 170. Parámetros indicativos da distribución de tamaño de agregados dos lodos de lousa emendados con vermicompost de bagazo despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais dentro da mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. AMD; media aritmética do diámetro de agregados; GMD: media xeométrica do diámetro de agregados; D: dimensión fractal.

Tratamento	AMD (mm)	GMD (mm)	D
0	1,0 <sup>a</sup>	0,64 <sup>ab</sup>	4,4 <sup>a</sup>
2	0,9 <sup>a</sup>	0,60 <sup>a</sup>	4,7 <sup>a</sup>
4	1,1 <sup>a</sup>	0,70 <sup>ab</sup>	4,6 <sup>a</sup>
8	1,2 <sup>a</sup>	0,75 <sup>b</sup>	4,6 <sup>a</sup>
16	1,2 <sup>a</sup>	0,75 <sup>b</sup>	4,4 <sup>a</sup>

A adición de vermicompost provocou un aumento da capacidade de retención de auga a capacidade de campo en todas as doses, sendo o incremento máis importante o da dose maior, que aumentou o valor obtido para os lodos desde un 44% ata un 53% (Táboa 171). Por outra banda, o punto de marchitamento incrementouse significativamente con respecto ao control para todas as doses de vermicompost, sendo o maior incremento o producido coa dose do 16%.

Debido a que o aumento foi da mesma orde tanto para a capacidade de campo e o punto de marchitamento, a auga útil non se modificou significativamente con respecto ao control en ningún tratamento, e de feito produciuse un lixeiro descenso nas doses máis altas de vermicompost con respecto ás doses máis baixas. Este comportamento coincide co observado nas incubacións de laboratorio.

Táboa 171. Capacidade de retención de auga ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ ) dos lodos de lousa emendados con vermicompost ao final do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais dentro da mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. CC: capacidade de campo; PMP: punto de marchitamento.

Tratamento	CC	PMP	Auga útil
0	44,0 <sup>a</sup>	5,8 <sup>a</sup>	38,2 <sup>ab</sup>
2	47,3 <sup>b</sup>	7,7 <sup>b</sup>	39,6 <sup>a</sup>
4	45,7 <sup>ab</sup>	8,2 <sup>b</sup>	37,5 <sup>ab</sup>
8	47,6 <sup>b</sup>	11,1 <sup>c</sup>	36,5 <sup>b</sup>
16	53,5 <sup>c</sup>	16,8 <sup>d</sup>	36,7 <sup>b</sup>

Canto aos límites de Atterberg, a adición de vermicompost aumentou o límite líquido con respecto ao control só para a dose máis alta de vermicompost, desde un 37,1% a un 41,1% (Táboa 172). Á súa vez, o aumento no límite plástico debido ao vermicompost observouse só nos tratamentos 4 e 16. Debido a que os aumentos de ambos límites foron do mesmo rango, o índice de plasticidade non se incrementou en ningún tratamento, e polo tanto o mesmo sucedeu para a actividade. A clasificación de todas as mesturas é de compresibilidade intermedia (Campbell, 1991), o mesmo que nos experimentos anteriores.

Táboa 172. Límites de Atterberg ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ ) dos lodos de lousa emendados con vermicompost ao final do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	LL	LP	IP
0	37,1 <sup>a</sup>	30,8 <sup>a</sup>	6,2 <sup>a</sup>
2	37,5 <sup>a</sup>	32,2 <sup>ab</sup>	5,3 <sup>a</sup>
4	39,1 <sup>ab</sup>	33,8 <sup>b</sup>	5,3 <sup>a</sup>
8	38,4 <sup>ab</sup>	32,8 <sup>ab</sup>	5,6 <sup>a</sup>
16	41,1 <sup>b</sup>	36,7 <sup>c</sup>	4,5 <sup>a</sup>

Considérase que un solo que é adecuado para a agricultura debe ter unha capacidade de campo menor ao límite plástico (Forsythe, 1980). Isto non chegou a suceder en ningunha das mesturas

(Táboa 173), e incluso a diferenza entre ambas chegou a incrementarse nas doses maiores de vermicompost, e aínda máis, a capacidade de campo é incluso maior que o límite líquido, coincidindo co observado nos experimentos de incubación en laboratorio. Non obstante, o efecto do vermicompost na consistencia dos lodos foi positivo porque incrementou os valores individuais dos límites, aínda que non se chegase a corrixir o citado problema.

Táboa 173. Diferenzas (porcentaxe de humidade) entre a capacidade de campo e os límites de Atterberg dos lodos de lousa emendados con vermicompost despois do experimento de invernadoiro.

Tratamento	CC-LL	CC-LP
0	6,9	13,2
2	9,8	15,1
4	6,6	11,9
8	9,2	14,7
16	12,4	16,9

#### 4.3.2. Carbono e nitróxeno totais

Na Táboa 174 amósanse as concentracións teóricas iniciais de C e N totais das mesturas de lodos e vermicompost, calculadas a partir dos valores coñecidos para os dous compoñentes, e os seus valores tras a finalización do experimento de invernadoiro. As concentracións finais de C total aumentaron coa dose de vermicompost engadida con respecto ao control á excepción do tratamento coa dose máis baixa. A porcentaxe de N total tamén aumentou progresivamente coa adición de vermicompost, observándose diferenzas significativas para todos os tratamentos entre si e con respecto ao control.

Táboa 174. Concentración de C e N totais e relación C/N das mesturas de lodos e vermicompost antes e despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais dentro de cada columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	C total (%)		MO (%)		N total (%)		C/N	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0	0,4	1,0 <sup>a</sup>	0,7	1,8 <sup>a</sup>	0,04	0,07 <sup>a</sup>	10	16 <sup>a</sup>
2	1,4	1,6 <sup>ab</sup>	2,5	2,8 <sup>ab</sup>	0,10	0,10 <sup>b</sup>	15	16 <sup>a</sup>
4	2,5	3,2 <sup>b</sup>	4,3	5,5 <sup>b</sup>	0,16	0,17 <sup>c</sup>	16	19 <sup>a</sup>
8	4,6	5,6 <sup>c</sup>	7,9	9,7 <sup>c</sup>	0,28	0,21 <sup>d</sup>	17	26 <sup>b</sup>
16	8,8	9,1 <sup>d</sup>	15,1	15,6 <sup>d</sup>	0,51	0,39 <sup>e</sup>	17	23 <sup>ab</sup>

Canto á relación C/N, esta incrementouse coa dose de vermicompost, e tamén con respecto ao inicio da incubación. Tendo en conta que o efecto agardado sería unha perda de C por mineralización e unha concentración relativa do nitróxeno, esta relación debería reducirse con respecto ao momento inicial, e segundo indican Chichester e Smith (1983), os solos de mina reducen a súa relación C/N co cultivo. Durante o experimento de incubación en laboratorio do apartado 4.2.2, os lodos emendados con compost mantiveron constante esta relación mentres que os emendados con vermicompost reducírona un pouco (Táboa 141). Neste experimento de invernadoiro, sen embargo, observamos o efecto contrario, o que pode ser consecuencia da perda de N por lavado, ou por absorción pola planta.

### 4.3.3. pH

O vermicompost produciu un lixeiro descenso do pH dos lodos (Táboa 175), aínda que en menor grao que o observado nas incubacións de laboratorio, debido seguramente ao pH máis alto do vermicompost VP1 en comparación coas emendas CB e VB. Este descenso foi significativo unicamente nos tratamentos coas tres doses máis altas con respecto ao inferior e o control, pero sempre con valores próximos á neutralidade e, polo tanto, axeitados para o crecemento da maioría de especies vexetais.

*Táboa 175. Valores de pH en auga das mesturas de lodos e vermicompost despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.*

Tratamento	pH
0	7,7 <sup>a</sup>
2	7,6 <sup>a</sup>
4	7,4 <sup>b</sup>
8	7,3 <sup>b</sup>
16	7,4 <sup>b</sup>

### 4.3.4. Capacidade de cambio e nutrientes asimilables

A adición de vermicompost incrementou de modo considerable a capacidade de cambio efectiva (CIC<sub>e</sub>) dos lodos de lousa (Táboa 176). Inicialmente, todas as doses de vermicompost incrementaron significativamente a CIC<sub>e</sub> con respecto ao control, pero despois do experimento reduciuse en todos os tratamentos, excepto na dose do 16%, de modo que o valor da CIC<sub>e</sub> dos lodos tratados co 2% de vermicompost non se diferenciou significativamente do control. O descenso da CIC<sub>e</sub> foi paralelo á redución das concentracións de Ca e Mg en posicións de

cambio, o que non ocorreu na dose maior. Canto aos catións de cambio, a adición de vermicompost en todas as doses incrementou inicialmente as concentracións de Mg e K cambiábeis con respecto ao control, pero non as de Ca, mentres que as de Na reducíronse coa dose do 8% e non se modificaron no resto. Tras o experimento, os lodos tratados co 4%, 8% e 16% de vermicompost presentaron cantidades de Ca, Mg e K significativamente maiores que o control, mentres que a concentración de Na só se incrementou coa dose máis alta e non variou nas demais.

Táboa 176. Complexo de cambio ( $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ) dos lodos de lousa emendados con vermicompost de bagazo antes e despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	Ca		Mg		K		Na		CIC <sub>e</sub>	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0	4,7 <sup>ab</sup>	3,7 <sup>a</sup>	1,9 <sup>a</sup>	1,5 <sup>a</sup>	1,1 <sup>a</sup>	1,4 <sup>a</sup>	0,3 <sup>a</sup>	0,2 <sup>a</sup>	8,0 <sup>a</sup>	6,9 <sup>a</sup>
2	4,4 <sup>b</sup>	3,9 <sup>a</sup>	3,4 <sup>b</sup>	1,7 <sup>a</sup>	2,7 <sup>b</sup>	1,9 <sup>a</sup>	0,3 <sup>a</sup>	0,2 <sup>a</sup>	10,8 <sup>b</sup>	7,7 <sup>a</sup>
4	4,3 <sup>b</sup>	4,7 <sup>b</sup>	3,3 <sup>b</sup>	2,4 <sup>b</sup>	3,8 <sup>b</sup>	3,0 <sup>b</sup>	0,3 <sup>a</sup>	0,3 <sup>a</sup>	11,5 <sup>b</sup>	10,4 <sup>b</sup>
8	5,7 <sup>b</sup>	4,5 <sup>b</sup>	4,1 <sup>bc</sup>	2,7 <sup>b</sup>	7,2 <sup>c</sup>	4,6 <sup>c</sup>	0,2 <sup>b</sup>	0,2 <sup>a</sup>	17,3 <sup>c</sup>	12,1 <sup>b</sup>
16	5,2 <sup>ab</sup>	5,8 <sup>c</sup>	3,6 <sup>b</sup>	3,9 <sup>c</sup>	8,2 <sup>c</sup>	9,0 <sup>d</sup>	0,3 <sup>a</sup>	0,4 <sup>b</sup>	17,3 <sup>c</sup>	19,1 <sup>c</sup>

O complexo de cambio das mesturas estivo dominado polo Ca nos lodos e nos tratamentos coas doses do 2% e 4% de vermicompost, mentres que nos tratamentos coas doses máis altas o K pasou a ser o catión maioritario no complexo de cambio, debido á elevada concentración e dispoñibilidade deste elemento no vermicompost. Comparando os valores iniciais e finais, vemos que nos lodos tratados con vermicompost incrementouse a porcentaxe de Ca en posicións de cambio, coa excepción do tratamento co 16% (Táboa 177). Pola contra, a saturación en Mg reduciuse en todos os tratamentos, pero en menor medida nas doses máis altas. Canto ao K, incrementouse nas doses intermedias (4% e 8%) e non cambiou nas demais. O catión Na<sup>+</sup> foi minoritario en todos os casos, reducíndose a súa porcentaxe a maiores doses de vermicompost, sen amosar cambios entre o inicio e o final do experimento.

Canto á avaliación da fertilidade, inicialmente os lodos non presentaban deficiencias nin desequilibrio de ningún catión, aínda que a súa fertilidade era baixa, e a adición de vermicompost só modificou esta situación nas doses maiores. Segundo os valores de referencia da F.A.O. (Cottenie, 1980), as mesturas dos tratamentos 8 e 16 pasarían a ter unha fertilidade media (suma de Ca, Mg e K no complexo de cambio entre 12 e 28  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ), mentres que o resto seguirían a ter unha fertilidade baixa (suma de Ca, Mg e K no complexo de cambio entre 6 e 12  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ ).



Táboa 177. Porcentaxe de saturación do complexo de cambio para cada catión nas mesturas de lodo e vermicompost antes e despois do experimento de invernadoiro.

Tratamento	Ca		Mg		K		Na	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0	59	54	23	22	14	21	4	3
2	41	50	31	22	25	25	3	3
4	37	45	28	23	33	29	3	3
8	33	38	24	23	42	38	1	2
16	30	30	21	20	47	47	2	2

A avaliación da dispoñibilidade de nutrientes a partir da análise do extracto en acetato amónico (Táboa 178) e o P Olsen deu resultados semellantes aos do complexo de cambio. Debido á semellanza nos contidos de Ca e Mg asimilables dos lodos e o vermicompost, inicialmente só se produciu incremento nestes dous elementos nas doses maiores de vermicompost (8 e 16%). O K asimilable incrementouse con respecto ao control en todos os tratamentos excepto na dose do 2%. Por outra parte, o vermicompost incrementou as concentracións iniciais de P asimilable en todas as doses, o que se debe non tanto a un efecto fertilizante da emenda como á deficiencia de P dos lodos. Tras o experimento, os tratamentos que mantiveron incrementos significativos de nutrientes asimilables con respecto ao control foron os do 4, 8 e 16% de vermicompost, para todos os elementos. Hai que indicar que a principal limitación dos lodos desde o punto de vista da fertilidade, que era a falta de P asimilable, corrixiuse tras a emenda con compost, deixando de considerarse as mesturas emendadas con 4, 8 e 16% de vermicompost deficitarias neste elemento (Cottenie, 1980).

Táboa 178. Concentracións de nutrientes asimilables ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) das mesturas de lodos de lousa e vermicompost antes e despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais dentro de cada columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

Tratamento	Ca		Mg		K		P	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0	607 <sup>a</sup>	610 <sup>a</sup>	159 <sup>a</sup>	147 <sup>a</sup>	554 <sup>a</sup>	267 <sup>a</sup>	0,5 <sup>a</sup>	1,4 <sup>a</sup>
2	626 <sup>ab</sup>	609 <sup>a</sup>	188 <sup>a</sup>	162 <sup>a</sup>	876 <sup>ab</sup>	414 <sup>a</sup>	2,7 <sup>b</sup>	4,6 <sup>ab</sup>
4	614 <sup>ab</sup>	683 <sup>b</sup>	179 <sup>a</sup>	217 <sup>b</sup>	1025 <sup>b</sup>	638 <sup>b</sup>	3,9 <sup>b</sup>	9,4 <sup>b</sup>
8	649 <sup>b</sup>	740 <sup>b</sup>	228 <sup>b</sup>	233 <sup>b</sup>	1643 <sup>c</sup>	970 <sup>c</sup>	7,7 <sup>c</sup>	19 <sup>c</sup>
16	782 <sup>c</sup>	880 <sup>c</sup>	322 <sup>c</sup>	312 <sup>c</sup>	2989 <sup>d</sup>	1282 <sup>d</sup>	17 <sup>d</sup>	59 <sup>d</sup>

#### 4.3.5. Metais pesados

Debido á maior concentración de metais nos lodos de lousa, a adición de vermicompost reduciu as concentracións de todos os metais pesados totais dos lodos, salvo Zn e Cu (Táboa 179). Pode verse que en todos os tratamentos Ni, Cd, Cu, Pb e Cr están presentes en concentracións maiores aos valores medios en solos, mentres que Mn e Zn están por debaixo, aínda que ningún dos metais supera as concentracións consideradas fitotóxicas en solos (Kabata-Pendias e Pendias, 1984).

Táboa 179. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de metais pesados totais das mesturas de lodos de lousa e vermicompost.

Tratamento	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
0	34605	384	24	62	69	79	64	1,7
2	33929	382	27	63	68	77	62	1,7
4	33253	379	30	65	66	76	61	1,6
8	31902	375	35	68	63	72	59	1,6
16	29199	365	46	75	58	66	53	1,4

Canto á dispoñibilidade dos metais, a adición de vermicompost reduciu inicialmente as cantidades dispoñibles de Fe e Pb nos tratamentos 4, 8 e 16 (Táboa 180). As concentracións de Cu e Zn asimilables incrementáronse a partir do 4% de vermicompost no caso do Cu, e a partir do 8%, no caso do Zn, mentres que as concentracións de Mn asimilable non se modificaron coa emenda. Non se detectaron Ni, Cd ou Cr asimilables en ningunha das mesturas.

Táboa 180. Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de metais pesados asimilables das mesturas de lodos de lousa e vermicompost antes do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. nd: non detectado.

Tratamento	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
0	67 <sup>a</sup>	4,4 <sup>a</sup>	0,5 <sup>a</sup>	1,1 <sup>a</sup>	6,5 <sup>a</sup>	nd	nd	nd
2	62 <sup>ab</sup>	4,7 <sup>a</sup>	0,7 <sup>ab</sup>	1,2 <sup>a</sup>	5,9 <sup>ab</sup>	nd	nd	nd
4	60 <sup>b</sup>	4,6 <sup>a</sup>	0,8 <sup>b</sup>	1,5 <sup>a</sup>	5,5 <sup>ab</sup>	nd	nd	nd
8	52 <sup>c</sup>	4,8 <sup>a</sup>	1,2 <sup>c</sup>	2,0 <sup>b</sup>	5,1 <sup>bc</sup>	nd	nd	nd
16	44 <sup>d</sup>	4,8 <sup>a</sup>	1,7 <sup>d</sup>	2,6 <sup>c</sup>	4,2 <sup>c</sup>	nd	nd	nd
Toxicidade†	-	1500	100	300	200	100	100	5

† Kabata-Pendias e Pendias (1984)

Sen embargo, tras o experimento modificouse notablemente a situación inicial dos metais asimilables (Táboa 181), pois todos eles pasaron a incrementarse coa dose de vermicompost, excepto Cr, Cd e Ni, que de novo non foron detectados.

Táboa 181. Metais pesados asimilables ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) das mesturas de lodos de lousa e vermicompost despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. nd: non detectado.

Tratamento	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
0	14,3 <sup>a</sup>	1,9 <sup>a</sup>	0,8 <sup>a</sup>	1,6 <sup>a</sup>	3,2 <sup>a</sup>	nd	nd	nd
2	18,3 <sup>b</sup>	3,2 <sup>b</sup>	1,1 <sup>b</sup>	2,1 <sup>b</sup>	3,7 <sup>b</sup>	nd	nd	nd
4	24,1 <sup>c</sup>	4,7 <sup>c</sup>	1,4 <sup>c</sup>	2,9 <sup>c</sup>	3,4 <sup>a</sup>	nd	nd	nd
8	32,7 <sup>d</sup>	7,2 <sup>d</sup>	1,8 <sup>d</sup>	3,4 <sup>d</sup>	3,7 <sup>b</sup>	nd	nd	nd
16	47,7 <sup>e</sup>	7,8 <sup>d</sup>	2,6 <sup>c</sup>	4,3 <sup>e</sup>	4,1 <sup>c</sup>	nd	nd	nd
Deficiencia†	0,2-4,5	1-5	0,8-1	0,5-1	-	-	-	-

† Safaya et al. (1987)

Polo que respecta á porcentaxe de dispoñibilidade dos metais, nas mesturas realizadas para o experimento de invernadoiro, as concentracións de Fe, Mn, Cu, Zn e Pb dispoñibles foron inferiores ao 10% dos respectivos totais. Unha vez finalizado o experimento, a solubidade relativa de Cu e Zn incrementouse, e tamén a de Mn nas mesturas coas doses máis altas de compost. Ademais das formas nas que se atopan os metais, seguramente incluídos en boa parte nas redes cristalinas (posto que nos lodos de lousa non hai cantidades importantes de óxidos de ferro), o pH alcalino das mesturas pode explicar a súa baixa dispoñibilidade.

Táboa 182. Porcentaxes de metais asimilables respecto ao total das mesturas de lodos de lousa e vermicompost antes e despois do experimento de invernadoiro.

Tratamento	Fe		Mn		Cu		Zn		Pb	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
0	0,19	0,04	1,1	0,5	2,2	3,3	1,8	2,5	9,4	4,7
2	0,18	0,05	1,2	0,8	2,5	4,1	1,8	3,3	8,7	5,5
4	0,18	0,07	1,2	1,2	2,7	4,8	2,3	4,4	8,3	5,1
8	0,16	0,10	1,3	1,9	3,3	5,1	2,9	5,0	8,1	5,9
16	0,15	0,16	1,3	2,1	3,8	5,6	3,5	5,7	7,2	7,2

Por outra banda, hai que ter en conta que moitos destes elementos son micronutrientes imprescindibles para plantas e microorganismos, especialmente no caso dos lodos de lousa, que

non teñen problemas potenciais de exceso de metais. Como xa se comentou, os metais que poderían ser deficientes nos lodos de lousa son Mn, Cu e Zn (apartado 4.1.12). As mesturas coas doses máis elevadas mantiveron niveis de Mn que están por riba do limiar de deficiencia, aínda a pesar da súa posible absorción polas plantas durante o cultivo, mentres que os lodos sen emendar e coa dose máis baixa de vermicompost perderon Mn asimilable e probablemente non poderán manter durante moito tempo un subministro adecuado deste elemento. Os niveis de Zn asimilable, que nos lodos estaban próximos á deficiencia, tamén se incrementáronse coa adición do vermicompost, reducindo así o risco de deficiencia para este elemento, e o mesmo sucedeu para o Cu. Deste modo, o posible problema ambiental derivado das concentracións moderadamente altas de Cu no vermicompost, converteríase nunha vantaxe ao compensarse a deficiencia deste micronutriente nos lodos de lousa.

#### 4.3.6. Propiedades bioquímicas

O carbono procedente de biomasa aumentou significativamente coa adición de vermicompost ás doses máis altas (8 e 16%; Táboa 183), sendo as porcentaxes con respecto ao C total moi baixas en todos os casos. Os resultados para a actividade dehidroxenasa foron moi similares aos de carbono procedente de biomasa, e soamente os dous tratamentos con maior cantidade de vermicompost se diferenciaron significativamente do control. En ambos casos, os lodos sen emendar tiveron valores moi baixos, e a súa actividade biolóxica non foi estimulada polo cultivo de herba de Vigo en macetas. Comparando estes resultados cos das incubacións en laboratorio (Táboas 129, 156 e 157) vemos que a actividade biolóxica foi menor neste experimento, o que pode ser atribuído as condicións máis favorables de humidade e temperatura dos experimentos de incubación.

*Táboa 183. Valores de carbono procedente de biomasa, porcentaxe con respecto ao C total, e actividade dehidroxenasa das mesturas de lodos de lousa e vermicompost despois do experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.  $C_B$ : carbono biomasa; DHA: actividade dehidroxenasa; n.d.: non detectado.*

Tratamento	$C_B$ mg C 100 g <sup>-1</sup>	$C_B/C_t$ %	DHA mg TPF kg <sup>-1</sup> día <sup>-1</sup>
0	1,3 <sup>a</sup>	0,12	0,6 <sup>a</sup>
2	nd <sup>a</sup>	0	0,8 <sup>a</sup>
4	10 <sup>ab</sup>	0,33	1,8 <sup>ab</sup>
8	20 <sup>b</sup>	0,35	12 <sup>b</sup>
16	52 <sup>c</sup>	0,58	32 <sup>c</sup>

O feito de que a biomasa microbiana se incrementase en maior medida que a actividade enzimática é típico de ecosistemas en desenvolvemento, nos que existe menor competición pola enerxía e por tanto menor incentivo para un uso eficiente da mesma; a medida que o ecosistema gaña en madurez e diversidade, aumenta a competición pola enerxía e dáse unha presión selectiva cara un uso máis eficiente dos recursos (Insam e Haselwandter, 1989).

#### 4.3.7. Produtividade vexetal

A emenda con vermicompost deu lugar a melloras significativas do crecemento da herba de Vigo nos lodos de lousa. Nas Figuras 115 a 119 pódense apreciar as diferenzas entre as plantas cultivadas cos distintos tratamentos no invernadoiro, tanto no número de plantas como no seu vigor e aspecto xeral, o que se atribúe ás melloras observadas na capacidade de retención de auga e nas concentracións de nutrientes asimilables. As Figuras 115 a 117 corresponden a macetas de cada un dos tratamentos antes da primeira corta (ás cinco semanas de sementar), e as Figuras 118 e 119 corresponden á segunda corta (realizada ás catorce semanas).

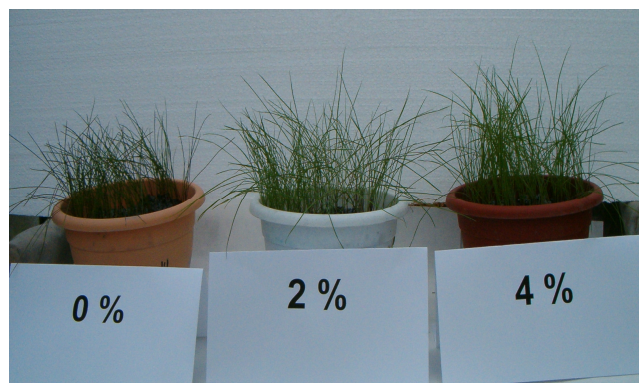


Figura 115. Crecemento de herba de Vigo no control e nos lodos emendados con 2 e 4% de vermicompost no momento da primeira corta.

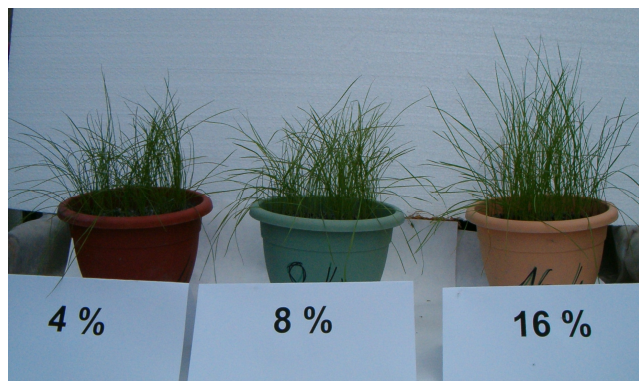


Figura 116. Crecemento de herba de Vigo nos lodos emendados con 4, 8 e 16% de vermicompost no momento da primeira corta.

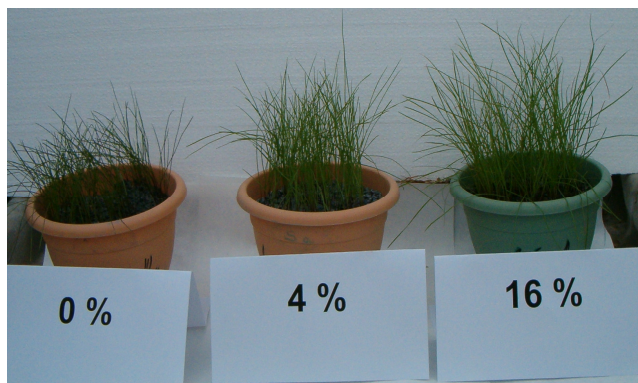


Figura 117. Crecemento de herba de Vigo no control e nos lodos emendados con 4 e 16% de vermicompost no momento da primeira corta.

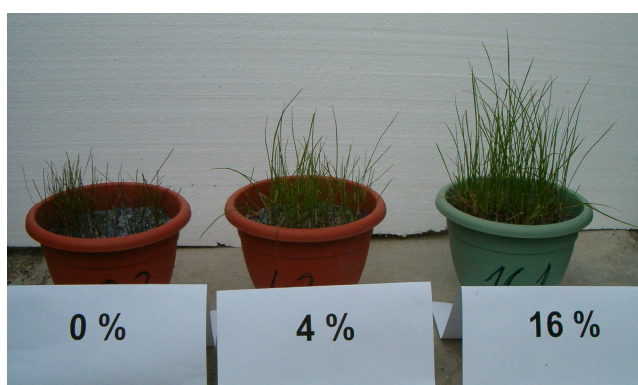


Figura 118. Crecemento de herba de Vigo no control e nos lodos emendados con 4 e 16% de vermicompost no momento da segunda corta.

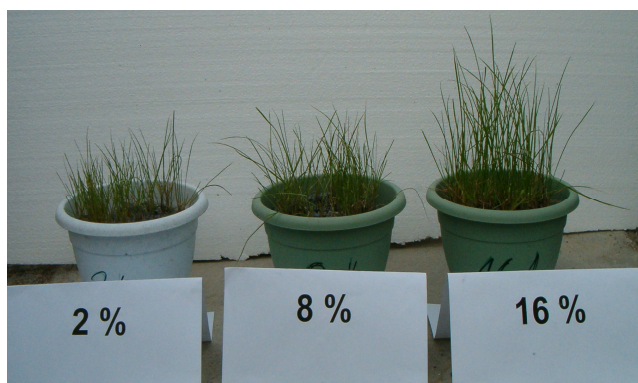


Figura 119. Crecemento de herba de Vigo nos lodos emendados con 2, 8 e 16% de vermicompost no momento da segunda corta.

Como se pode observar nos datos do recuento de plantas realizado 20 días despois de sementar, recollidos na Táboa 184, só no nivel máis alto de emenda o vermicompost produciu un aumento na porcentaxe de xerminación, atribuíble ao aumento da capacidade de retención de auga, que é un factor esencial na xerminación. En calquera caso, os datos parecen indicar que os lodos emendados con vermicompost son adecuados para a implantación da especie escollida. Como se

agardaba, coñecidos o pH e os contidos en metais pesados, os lodos non parecen presentar ningún factor prexudicial para o desenvolvemento das plantas, non sendo a falta de nutrientes. Este resultado contrasta cos obtidos para outros residuos mineiros emendados con compost, onde os valores de xerminación son moito menores, polo xeral debido á acidez ou toxicidade dos materiais empregados (Ye et al., 2000).

*Táboa 184. Porcentaxes de xerminación aos 20 días e produtividade vexetal con respecto ao control das mesturas de lodos de lousa e vermicompost no experimento de invernadoiro. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.*

Tratamento	Xerminación	1ª corta (%)	2ª corta (%)
0	78 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>	100 <sup>a</sup>
2	81 <sup>ab</sup>	120 <sup>ab</sup>	141 <sup>b</sup>
4	84 <sup>ab</sup>	125 <sup>b</sup>	144 <sup>b</sup>
8	81 <sup>ab</sup>	130 <sup>b</sup>	176 <sup>b</sup>
16	88 <sup>b</sup>	191 <sup>c</sup>	289 <sup>c</sup>

Na Táboa 184 amósase tamén a produtividade vexetal nas cortas realizadas ás cinco semanas e ao rematar o experimento, ás catorce semanas, expresada como porcentaxe en peso seco con respecto á produtividade do control. Como se pode ver, produciuse un importante aumento da produtividade desde os primeiros momentos, pois xa na primeira corta as diferenzas con respecto ao control foron significativas a partires do 4% de vermicompost, mentres que na segunda corta todos os tratamentos deron lugar a valores de produtividade estatisticamente superiores á do control. Este incremento acadou o 40% xa no nivel máis baixo de emenda e chegou case o 300% no máis alto. Posto que o factor determinante para o crecemento vexetal nun ensaio curto como este é a dispoñibilidade de nutrientes, o efecto positivo sobre a produtividade dos lodos débese sen dúbida ao incremento das concentracións de nutrientes conseguido coa adición do vermicompost, que foi especialmente relevante no que se refire ao P. Xa outros autores observaron que a adición de P a residuos mineiros mellora enormemente o desenvolvemento da vexetación (Barnhisel, 1988; Hossner e Hons, 1992). Ademais, coa adición do vermicompost incrementáronse as concentracións de Ca, Mg e K asimilables, así como o N total, o que sen dúbida contribuíu positivamente á mellora do desenvolvemento vexetal observado nos lodos emendados con vermicompost.

#### 4.3.8. Resumo

Podemos resumir os resultados máis relevantes deste experimento do seguinte modo:

- (1) O efecto do vermicompost sobre as propiedades físicas dos lodos de lousa foi semellante ao observado nos experimentos de incubación, con escaso efecto sobre a estrutura, incrementos da capacidade de retención de auga e dos límites de Atterberg en función da dose, e escasa ou ningunha modificación da auga útil e o índice de plasticidade.
- (2) O vermicompost tivo un efecto acidificante sobre os lodos de lousa e incrementou as súas cantidades de materia orgánica, C e N totais.
- (3) O vermicompost mellorou a fertilidade dos lodos, incrementando a capacidade de cambio e os nutrientes asimilables, normalmente a todas as doses por riba do 2%.
- (4) Non se detectaron concentracións excesivas de metais pesados debidas ao vermicompost, que incluso mellorou os problemas potenciais de deficiencia de Mn, Cu e Zn nos lodos.
- (5) A biomasa microbiana e a actividade biolóxica incrementáronse só coas doses de vermicompost do 8 e 16%, e en todo caso ata valores inferiores aos equivalentes nos experimentos de incubación.
- (6) O efecto global do vermicompost foi unha mellora das condicións para o cultivo, con incrementos da xerminación na dose máis elevada e incrementos da produtividade en todas as doses con respecto ao control.



#### 4.4. EXPERIMENTO EN CAMPO

Este experimento pretendeu ampliar o coñecemento do efecto da materia orgánica sobre as propiedades físicas que fora observado nos experimentos de incubación en laboratorio, e que non se puido estudar máis en profundidade por limitacións da cantidade de mostra dispoñible. Basicamente, este experimento dirixiuse ao estudio das curvas de retención de auga e da permeabilidade, que son as determinacións que precisan de maior cantidade de mostra para a súa análise. Os materiais utilizados foron os lodos *Irosa 3* e o vermicompost VP2. Na Táboa 185 resúmense os tratamentos realizados, e na Táboa 186 lémbrense as principais propiedades do vermicompost.

Táboa 185. Nomenclatura das mostras no experimento de campo.

Clave	Tratamento
0	Lodos de lousa sen emendar
60	Lodos de lousa con 4% de vermicompost (peso seco), equivalente a 60 t ha <sup>-1</sup>
120	Lodos de lousa con 8% de vermicompost (peso seco), equivalente a 120 t ha <sup>-1</sup>

Táboa 186. Principais propiedades do vermicompost de bagazo VP2. CE: condutividade eléctrica; MO: materia orgánica total.

Densidade aparente (g L <sup>-1</sup> )	546
pH	8,1
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0,24
MO (%)	52,6
C total (%)	30,5
N total (%)	1,9
C/N	16

Como se explicou con anterioridade, as mesturas de lodos de lousa e vermicompost realizáronse nunha entulleira de lodos no concello de Carballeda (Ourense), e incubáronse en condicións de campo durante trinta días, ao cabo dos cales tomáronse as mostras para a súa análise.

##### 4.4.1. pH e carbono total

O pH dos lodos de lousa sen emendar (Táboa 187) foi bastante inferior ao dos lodos analizados no laboratorio, como consecuencia da meteorización e oxidación producida pola súa exposición as condicións de campo. Debido ao pH notablemente alcalino do vermicompost VP2, o pH dos

lodos incrementouse significativamente nas dúas doses de emenda, chegando a un valor de 8,1 coa dose máis alta. Por outra banda, a cantidade de carbono total tamén se incrementou significativamente con cada dose de vermicompost, pasando dun 0,8% a un 3,7% (equivalente a un 6,3% de materia orgánica) na dose máis alta.

*Táboa 187. pH e materia orgánica dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo. Medias seguidas de superíndices iguais dentro de cada columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. MO: materia orgánica total.*

Tratamento	pH	C total (%)	MO (%)
0	6,8 <sup>a</sup>	0,8 <sup>a</sup>	1,4 <sup>a</sup>
60	7,5 <sup>b</sup>	2,0 <sup>b</sup>	3,4 <sup>b</sup>
120	8,1 <sup>c</sup>	3,7 <sup>c</sup>	6,3 <sup>c</sup>

#### 4.4.2. Capacidade de retención de auga e porosidade

O vermicompost tivo un efecto positivo sobre a capacidade de retención de auga dos lodos (Táboa 188). As dúas doses avaliadas (60 e 120 t ha<sup>-1</sup>) incrementaron significativamente a auga retida a saturación e no punto de marchitamento, mentres que a capacidade de campo só se incrementou na dose máis alta. O incremento de retención de auga a saturación, como consecuencia dun incremento da porosidade total, indica unha mellora da capacidade de infiltración do solo, reducindo o risco de encharcamento e de erosión dos lodos. Por outra banda, o incremento da capacidade de campo terá efectos beneficiosos sobre a vexetación implantada, pois os lodos incrementarán a súa capacidade para manter unha reserva de humidade adecuada.

*Táboa 188. Parámetros indicativos da retención de auga dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo (g de auga 100 g<sup>-1</sup>). Medias seguidas de superíndices iguais dentro da mesma columna non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan. CC: capacidade de campo; PMP: punto de marchitamento.*

Tratamento	Saturación	CC	PMP	Auga útil
0	53,8 <sup>a</sup>	50,9 <sup>a</sup>	6,5 <sup>a</sup>	44,4
60	60,7 <sup>b</sup>	52,4 <sup>a</sup>	8,6 <sup>b</sup>	43,7
120	63,3 <sup>b</sup>	60,2 <sup>b</sup>	13,0 <sup>c</sup>	47,1

O incremento da humidade correspondente ao punto de marchitamento garante a presenza de auga no solo incluso durante períodos relativamente longos de seca, auga que se ben non estará a disposición das plantas, permitirá a supervivencia dos microorganismos e o desenvolvemento

dos ciclos bioxeoquímicos do solo. Contrariamente ao observado nalgúns dos experimentos anteriores, neste caso o incremento da retención de auga a baixas presións foi igual ou maior que a altas presións, dando como resultado un incremento neto da auga dispoñible para as plantas na dose maior de vermicompost.

A forma das curvas de retención de auga (Figura 120) foi moi semellante nos tres casos, diferenciándose nos valores absolutos da humidade, que foi maior case sempre nos lodos emendados con vermicompost, e entre estes, os maiores valores de humidade corresponderon á dose de 120 t ha<sup>-1</sup>. Sen embargo, dentro da notable semellanza na forma das curvas, a correspondente ao tratamento 60 tivo unha forma lixeiramente distinta ás outras dúas a valores de succión entre pF 0 e pF 2. A adición de vermicompost nesta dose incrementou a porosidade total dos lodos (maior humidade a saturación), incrementando o volume dos poros maiores, pero con menor efecto sobre os poros máis pequenos, pois a curva a partir de pF 2,5 é moi semellante á dos lodos sen emendar.

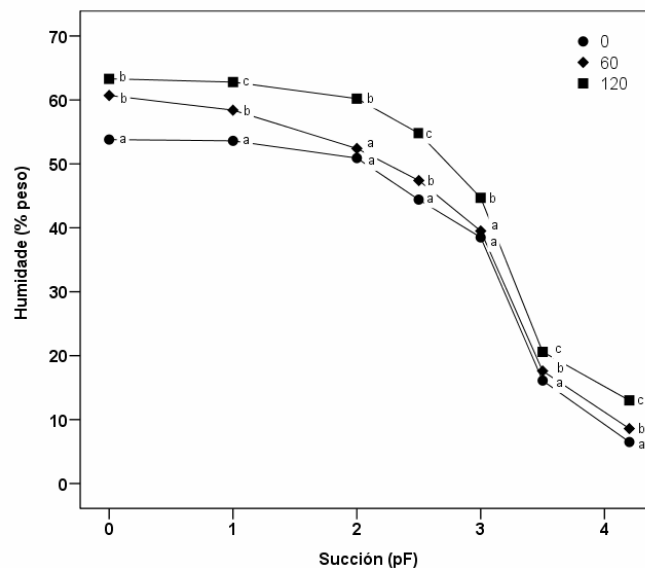


Figura 120. Curvas de retención de auga dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo. Valores de humidade para a mesma succión seguidos de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.

A porosidade total dos lodos de lousa aumentou tras a adición das dúas doses de vermicompost, como se deduce do valor da humidade a saturación (Táboa 188). Sen embargo, a distribución de tamaño de poro, calculada a partir dos datos experimentais das curvas de retención de auga (Figura 121), foi moi semellante para as tres mostras, tendo en común un enorme predominio dos microporos (radio equivalente  $< 15 \mu\text{m}$ ). Preto do 40% da porosidade total correspondeu nos tres casos a poros de radio equivalente entre 0,5 e 1,5  $\mu\text{m}$ . Confirmando o que se deduciu da

observación da curva de retención de auga, a dose baixa de vermicompost deu lugar a un incremento relativo dos poros de radio equivalente maior de 15  $\mu\text{m}$  con respecto ao control.

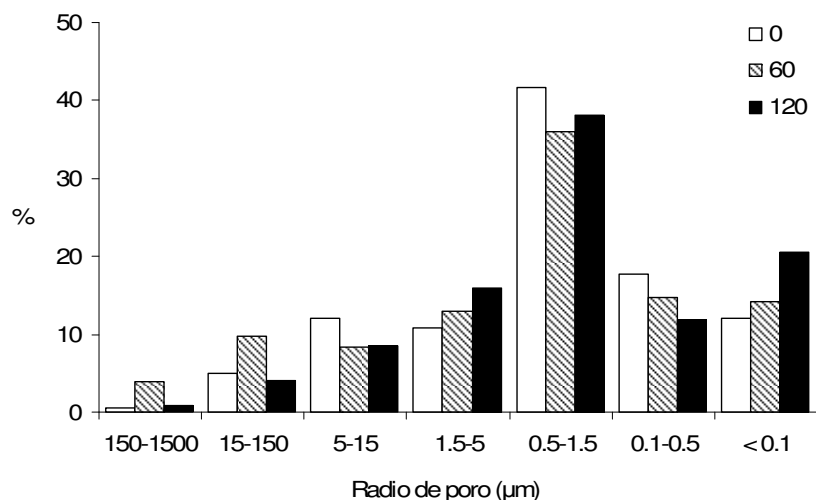


Figura 121. Distribución de tamaño de poro experimental dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo.

As curvas de retención de auga describíronse mediante as ecuacións do modelo de Van Genuchten (1980), usando as diversas modificacións do modelo descritas no apartado 3.2.10, co dobre obxectivo de usar o axuste para predecir a condutividade hidráulica insaturada, e de avaliar a aplicación do modelo en residuos mineiros e mesturas de compoñentes de propiedades hidráulicas diferentes. Nas Figuras 122 a 124 represéntanse as curvas para cada tratamento xunto coas curvas teóricas derivadas dos axustes correspondentes ao modelo de Van Genuchten.

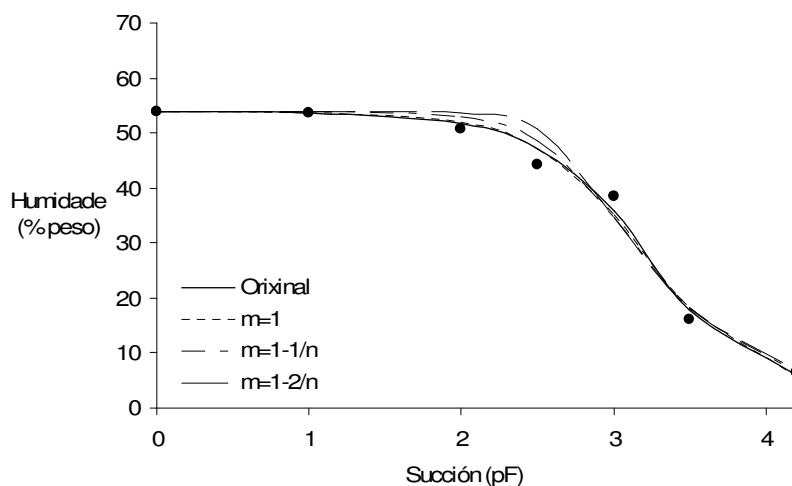


Figura 122. Curva de retención de auga dos lodos sen emendar e axuste ás ecuacións de Van Genuchten.

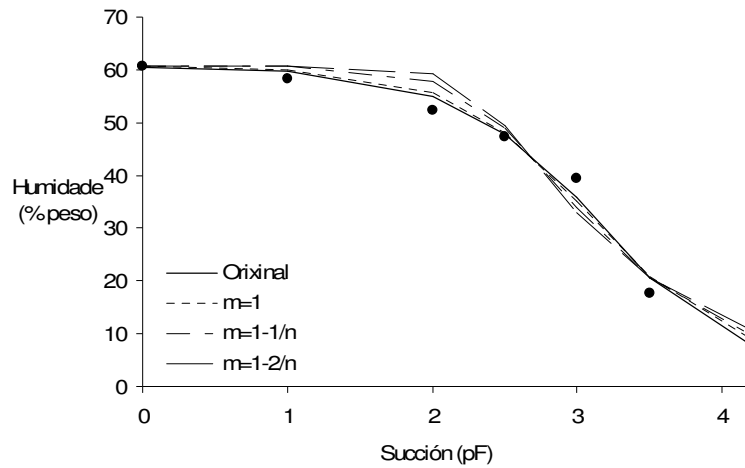


Figura 123. Curva de retención de auga dos lodos emendados con  $60 \text{ t ha}^{-1}$  de vermicompost e axuste ás ecuacións de Van Genuchten.

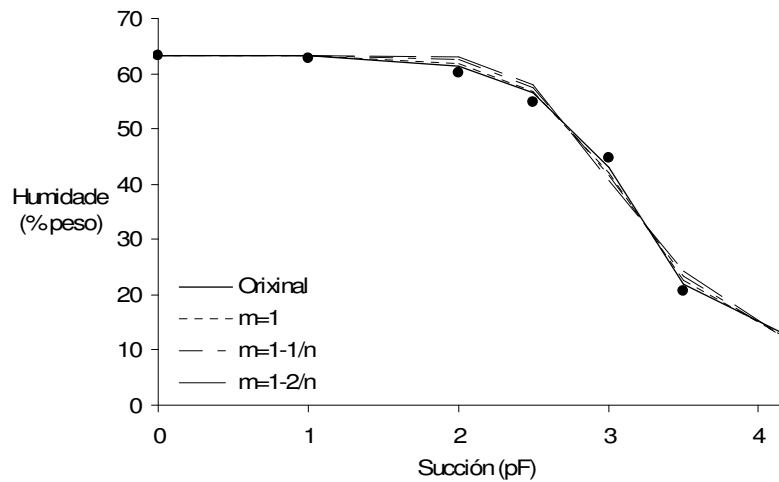


Figura 124. Curva de retención de auga dos lodos emendados con  $120 \text{ t ha}^{-1}$  de vermicompost e axuste ás ecuacións de Van Genuchten.

Os valores dos coeficientes de axuste das curvas ao modelo de Van Genuchten e os coeficientes de determinación correspondentes amósanse na Táboa 189. O modelo sen simplificacións foi o que deu lugar a unha mellor descrición dos datos experimentais, seguido do que utiliza a simplificación  $m=1$ . No terceiro e cuarto modelos, nos que se utilizaron as simplificacións  $m=1-1/n$  e  $m=1-2/n$ , respectivamente, o axuste foi peor que para os dous primeiros, xa que o parámetro  $m$  toma valores moi baixos, e para realizar o axuste foi necesario impoñer restricións aos valores dos parámetros. Os valores de  $\theta_r$  e  $\alpha$  tomaron valores negativos durante a optimización (para o control e o tratamento 60 no terceiro modelo, e para todas as mostras no cuarto), polo que o rango de valores posibles tivo que ser fixado por riba de cero. Esta restrición foi sen dúbida a causa dos peores axustes observados nestes casos.

Táboa 189. Axuste das curvas de retención de auga ás ecuacións de van Genuchten dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo.

orixinal	$\theta_r$	$\alpha$	n	m	R <sup>2</sup>
0	5,5	0,015	1,04	3,67	0,992
60	5,5	0,015	0,77	2,86	0,987
120	12,5	0,017	1,15	4,32	0,996
m=1	$\theta_r$	$\alpha$	n	m	R <sup>2</sup>
0	2,2	0,062	1,17	1	0,989
60	4,3	0,082	0,93	1	0,984
120	10,3	0,074	1,37	1	0,993
m=1-1/n	$\theta_r$	$\alpha$	n	m	R <sup>2</sup>
0	0	0,15	1,67	0,40	0,983
60	0	0,30	1,47	0,32	0,974
120	6,6	0,15	1,76	0,43	0,989
m=1-2/n	$\theta_r$	$\alpha$	n	m	R <sup>2</sup>
0	0,0	0,20	2,60	0,23	0,970
60	0,0	0,45	2,41	0,17	0,953
120	0,0	0,25	2,46	0,19	0,981

Observouse que as simplificacións do modelo de Van Genuchten non foron especialmente satisfactorias para a descrición da curva de retención destes materiais. Hai que ter en conta, sen embargo, que as ecuacións de Van Genuchten non se usaron habitualmente para describir as propiedades de materiais distintos dos solos, e polo tanto as simplificacións desenvolvidas para as curvas de retención de solos non foron probadas con residuos mineiros. Os peores resultados observados no axuste cos modelos simplificados podería ter a súa explicación na orixe dos lodos. O serrado reduce o tamaño das partículas máis grosas, compostas principalmente por cuarzo e outros minerais resistentes, ata chegar a tamaño limo e arxila. Sen embargo, as propiedades destes limos e arxilas, producidos por simple redución de tamaño dos materiais máis grosos, poden ser moi diferentes das que presentan os limos e arxilas dos solos naturais, nas que predominan os filosilicatos e outros minerais de nova formación ou transformación dos herdados.

A estimación teórica da función distribución de tamaño de poro, calculada a partires do axuste do modelo de Van Genuchten segundo as ecuacións de Sillers et al. (2001), descritas no apartado 3.2.12, amósase na Figura 125. De novo, obsérvase o comportamento anómalo dos lodos de lousa tratados con 60 t ha<sup>-1</sup> de vermicompost. Mentres que para o control e a dose superior, o máximo volume de poros correspondería aos de radio equivalente en torno a 5  $\mu$ m,

para o tratamento intermedio o máximo estaría en torno ás 10  $\mu\text{m}$ . Os resultados para os máximos difiren lixeiramente dos valores experimentais (Figura 121), resultando que o máximo deducido da función distribución se desprazou a valores de tamaño de poro maiores. Este efecto débese sen dúbida a que a expresión matemática empregada para a estimación da curva utiliza os valores dos parámetros  $n$ ,  $m$ , e  $\alpha$  calculados para a terceira simplificación do modelo, que como vimos non foi a mellor para a descrición dos datos experimentais. Así, os valores calculados para estes parámetros poden presentar erros importantes que despois se trasladaron á estimación teórica da función distribución de tamaño de poro.

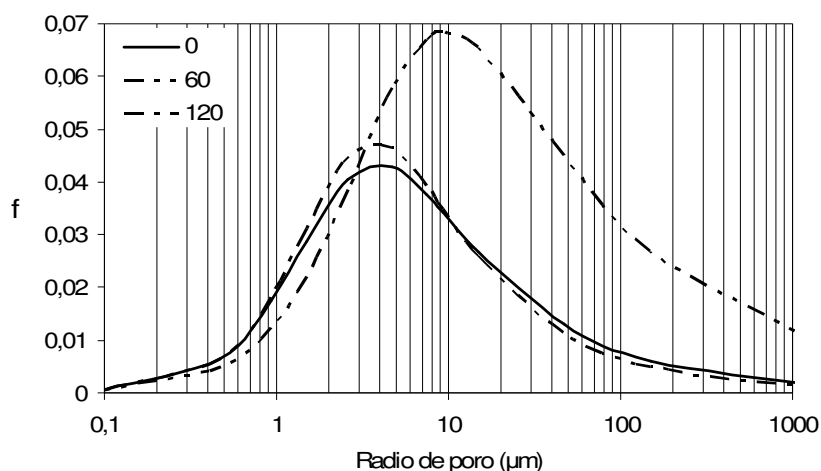


Figura 125. Función de distribución de tamaño de poro dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo.

Por último, na Táboa 190 amósanse os valores calculados para a pendente e o punto de inflexión das curvas de retención de auga, tamén usando a aproximación  $m=1-1/n$ . A adición de vermicompost tivo como efecto positivo o incremento dos valores de humidade óptimo (humidade do punto de inflexión,  $\theta_i$ ) e máximo ( $\theta_{UTL}$ ) para o manexo, o que facilitará os traballos de restauración, pois por unha banda aumentará o número de días nos que a humidade sexa a adecuada para que se poidan realizar, e por outra banda reducirase o risco de compactación derivado deles.

Táboa 190. Parámetros da curva de retención de auga dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo estimados a partir das ecuacións de Dexter e Bird (2001)

Tratamento	$\theta_i$	pF inflexión	Pendente	$\theta_{UTL}$
0	32,6	2,59	-0,43	41,1
60	38,6	2,19	-0,25	47,4
120	40,4	2,61	-0,54	49,6

#### 4.4.3. Condutividade hidráulica

A adición de vermicompost incrementou a condutividade hidráulica saturada dos lodos na dose máis elevada (120 t ha<sup>-1</sup>), pero non na máis baixa (Táboa 191). As diferenzas atopadas entre tratamentos non foron importantes tendo en conta que no caso da condutividade hidráulica soamente se consideran significativas as variacións, como mínimo, nunha orde de magnitude, e todas as mostras permaneceron encadradas dentro da mesma clase de permeabilidade lenta (O'Neal, 1952).

*Táboa 191. Condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo. Medias seguidas de superíndices iguais non difiren significativamente a  $P < 0,05$  no test de Duncan.*

Tratamento	$K_s$ (10 <sup>-6</sup> m s <sup>-1</sup> )	Permeabilidade
0	0,5 <sup>a</sup>	Lenta
60	0,5 <sup>a</sup>	Lenta
120	1,2 <sup>b</sup>	Lenta



*Figura 126. Como curiosidade, amósase unha imaxe da determinación da condutividade hidráulica saturada nas tres mostras; pódense apreciar claramente as diferenzas de cor da auga despois de atravesar a camisa coa mostra, que son consecuencia da diferente dose de vermicompost en cada unha delas. A mostra da esquerda é o lodo de lousa sen emenda, as dúas mostras centrais son réplicas do tratamento 60, e a mostra da dereita corresponde ao tratamento 120.*

A partires dos valores da curva de retención de auga, e utilizando as ecuacións de van Genuchten (Marshall e Holmes, 1988) calculáronse as variacións da condutividade hidráulica coa humidade (Figura 127), tal e como se explicou no apartado 3.2.14. Observouse para todas as mostras un brusco descenso da condutividade hidráulica a partir de succións equivalentes a pF 2, como consecuencia do peso da fracción de poros entre 0,5 e 1,5  $\mu\text{m}$ , que se baleiran a estas presións. A condutividade para o tratamento 120 sería maior que a do control, pero a estimación



para o tratamento 60 deu os menores valores. Tendo en conta que estas curvas son predicións obtidas por modelos matemáticos a partir dos valores de tres parámetros, e que ademais estas expresións matemáticas derívanse dos parámetros calculados con unha das simplificacións do modelo ( $m=1-1/n$ ), que xa vimos que non era a máis adecuada para describir os datos experimentais, é posible que as dificultades atopadas para o axuste ao modelo de Van Genuchten neste caso sexan a causa dunha predición inexacta.

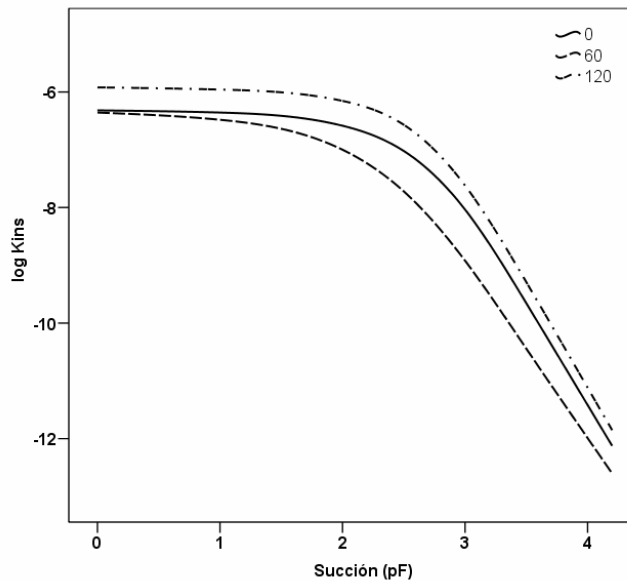


Figura 127. Estimación da condutividade hidráulica insaturada ( $K_{ins}$ , en  $\text{cm s}^{-1}$ ) en función da humidade segundo as ecuacións de Van Genuchten dos lodos de lousa emendados con vermicompost en campo.

#### 4.4.4. Resumo

Os resultados máis relevantes do experimento de emenda dos lodos de lousa con vermicompost en condicións de campo foron os seguintes:

- (1) A adición de vermicompost en doses de 60 e 120  $\text{t ha}^{-1}$  incrementou a capacidade de retención de auga dos lodos de lousa practicamente a todas as presións de succión.
- (2) Ambas doses deron lugar a un incremento de porosidade total, pero con escasas diferenzas na distribución de tamaño de poro.
- (3) A condutividade hidráulica só se incrementou na dose máis alta de vermicompost, aínda que non o suficiente para modificar a clasificación da permeabilidade dos lodos, que foi lenta en todos os casos.
- (4) As ecuacións do modelo de Van Genuchten describiron adecuadamente a forma das curvas de retención de auga, pero as modificacións introducidas para simplificar o modelo non foron adecuadas.

#### 4.5. EFECTO GLOBAL DO COMPOST SOBRE AS PROPIEDADES DOS LODOS DE LOUSA

A finalidade desta parte da Tese foi, unha vez estudias as propiedades dos lodos de lousa, avaliar os cambios físicos, químicos e biolóxicos necesarios para convertelos nun medio de crecemento adecuado para a vexetación, e investigar en que medida a emenda cos diversos compost de bagazo utilizados influíu dun modo positivo ou negativo nas súas propiedades. Dado que a recuperación dos espazos degradados pola extracción da lousa enfocouse desde o punto de vista de conseguir un medio o máis adecuado posible para o crecemento das plantas a partires da mestura de residuos minerais e orgánicos de diferentes propiedades, e cubrir con esta mestura as superficies finais das entulleiras, de modo que fagan en certo modo o papel do solo, debemos lembrar as funcións dos solos naturais e as propiedades que teñen que ver coa súa fertilidade.



*Figura 128. Entulleiras de lousa cubertas de solo importado, en primeiro termo, e sen restaurar, en segundo termo (entulleira de ANPEAL, O Barco de Valdeorras).*

O solo realiza funcións clave para a estabilidade ambiental: proporciona o medio para o crecemento das plantas e os microorganismos, a súa habilidade para almacenar e transmitir auga é un factor fundamental na dispoñibilidade de auga para as plantas e no transporte de contaminantes. Ademais, xoga un papel clave nos ciclos dos elementos que precisan os sistemas

biolóxicos, na descomposición de residuos orgánicos, e na degradación de compostos tóxicos; a parte máis importante destas tarefas recae na descomposición microbiana e en diversas reaccións químicas (Doran et al., 1999). O éxito da restauración dependerá dunha combinación de factores que inclúen as condicións físicas do solo reconstruído, o seu contido en nutrientes, a presenza ou ausencia de substancias tóxicas e a selección das especies vexetais mellor adaptadas ás condicións existentes (Jackson, 1991), e pode dicirse que a creación de solos apropiados é a base dos traballos de restauración: o planeamento e construción do solo son fundamentais para case todos os aspectos da restauración, e aínda que o solo non é o único factor que inflúe nos resultados, se falla esta parte soamente se conseguirá un éxito moi escaso, ou ningún (Munshower e Judy, 1988). Os solos creados deben ser estables unha vez teñan cuberta vexetal, e non conter materiais tóxicos nin causantes de drenaxes ácidas, de modo que o impacto sobre o réxime hidrolóxico, o desenvolvemento vexetal, e os usos posteriores do solo sexan mínimos (Munshower e Judy, 1988).

Xa se comentou que a colonización natural en entulleiras de lousa é moi escasa, e unha das causas está seguramente na compactación á que son sometidos os lodos durante a construción e recheo das entulleiras. A descompactación previa é a miúdo un paso fundamental na restauración de entulleiras, e ten como obxecto romper o selo superficial do terreo de modo que se favoreza o desenvolvemento radicular das especies a instalar e se mellore a capacidade de infiltración (ITGE, 1992; Sabey et al., 1987). Por outra parte, os materiais de granulometría máis grosa das entulleiras de lousa non deben de ser un bo medio de crecemento para a vexetación, tal e como foi observado por Rowe et al. (2005). Os resultados obtidos por Garzón et al. (2006) poden dar explicación a este comportamento: estes autores compararon as propiedades das fraccións menores de 2 mm de lodos de decantación (o mesmo material utilizado por nós neste traballo) e as de estériles de lousa, de granulometría máis grosa, observando que a cantidade de C, N, P e micronutrientes, e a capacidade de cambio son menores nos estériles (Táboa 192), polo que desde o punto de vista da fertilidade, e sen ter en conta as condicións físicas adversas, non serían adecuados para o establecemento da vexetación.

Táboa 192. Comparación entre as propiedades de lodos de decantación e estériles de lousa (adaptado de Garzón et al., 2006).

	pH <sub>w</sub>	C total (%)	N total (%)	P Olsen (mg kg <sup>-1</sup> )	CICe (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Fe <sub>DTPA</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	Mn <sub>DTPA</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	Cu <sub>DTPA</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn <sub>DTPA</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )
Lodos	8,0	0,89	0,08	1,5	6,4	30,9	8,1	2,5	0,8
Estériles	8,9	0,29	0,05	0,9	1,2	11,4	4,3	0,67	0,39

Sen embargo, e como vimos anteriormente, os lodos de lousa non son adecuados para o seu uso en restauración sen corrección, debido principalmente á súa textura desequilibrada, escasa

consistencia e feble estrutura, así como á falta de N e P en formas dispoñibles para as plantas, a falta de materia orgánica e a ausencia de poboacións microbianas.

As propiedades físicas desfavorables dos lodos de lousa débense principalmente á súa textura limosa (ou franco-limosa), que se considera moi susceptible á erosión (Duchaufour, 1987; Benito e Díaz-Fierros, 1992). A súa estrutura é moi feble, e os agregados non teñen estabilidade á auga, debido á escaseza ou ausencia de arxilas e axentes de unión como materia orgánica ou óxidos de ferro. Presentan valores considerablemente baixos dos límites de Atterberg e de plasticidade, o que implica por unha parte, que os lodos fluirán a contidos baixos de humidade, e por outra, que en moitas ocasións non poderán ser traballados por estar demasiado húmidos. Ademais, a permeabilidade dos lodos de lousa é moito menor que a da maioría dos solos naturais e agrícolas, a pesar da súa elevada porosidade total. Todos estes aspectos dificultarán o desenvolvemento da estrutura e facilitarán ou intensificarán os procesos de erosión eólica e hídrica, que terán lugar de todos modos a consecuencia das elevadas pendentes das zonas de extracción e elaboración da lousa. Como aspectos positivos, os lodos de lousa teñen unha capacidade de retención de auga semellante a dos solos naturais, e polo xeral superior a de moitos outros residuos mineiros, normalmente de texturas máis grosas.

Canto a composición e propiedades químicas, nos lodos de lousa o pH non vai ser un factor limitante para o establecemento da vexetación, e o risco de drenaxes ácidas pode descartarse en base ás análises realizadas. Tampouco existe unha salinidade excesiva nin problemas derivados da presenza de sodio no complexo de cambio. Sen embargo, os lodos de lousa precisan de materia orgánica, que é un factor esencial para a restauración do solo e o ecosistema. Canto á súa fertilidade potencial, os lodos presentan cantidades inadecuadas de nitróxeno e fósforo dispoñibles para as plantas, o que condicionará o establecemento e supervivencia da vexetación a longo prazo, pero non presentan deficiencia de Ca, Mg ou K. Por outra banda, as concentracións de metais pesados están por debaixo dos umbrais de fitotoxicidade, aínda que podería darse un problema de deficiencia nos casos de Cu, Mn, e Zn.

A corrección das limitacións dos residuos mineiros e a súa conversión nun material apropiado para a restauración implica a actuación simultánea sobre as súas propiedades físicas, químicas e biolóxicas. O uso de emendas orgánicas en restauración está moi estendido, posto que a influencia da materia orgánica nas condicións físicas do solo, promovendo a aparición dunha estrutura estable, reducindo a densidade aparente e incrementando a capacidade de retención de auga, fai que sexa un factor esencial no acondicionamento dos residuos mineiros e solos de mina antes da restauración (Tate, 1985, Vetterlein e Hüttl, 1999). Ademais, a materia orgánica aporta nutrientes esenciais, fundamentalmente nitróxeno, e aumenta a capacidade de cambio dos residuos, facilitando a retención dos nutrientes engadidos. Finalmente, as emendas orgánicas incrementan a actividade bioquímica, directa ou indirectamente, ao introducir poboacións microbianas anteriormente inexistentes nos residuos. En consecuencia, mesturar

residuos minerais con compost ou outros materiais orgánicos para o seu acondicionamento é unha estratexia utilizada con éxito en numerosos traballos de restauración.

#### 4.5.1. Efecto sobre as propiedades físicas

A capacidade do solo para soste o crecemento vexetal e a actividade biolóxica é unha función das súas propiedades físicas e químicas (Doran et al., 1999). Mentres que as propiedades químicas dun solo de mina exercen inicialmente a maior influencia sobre a produtividade, esta decrece a medida que os procesos edafoxénicos moderan a rápida meteorización dos materiais recentemente expostos (Sobek et al., 2000). Entón, as propiedades físicas pasan a ser as máis importantes para determinar a produtividade a longo prazo; polo tanto, as propiedades físicas dos solos reconstruídos son importantes non só para evitar a erosión, senón tamén para permitir o desenvolvemento vexetal.

Dende o punto de vista das súas propiedades físicas, o solo debe proporcionarlle ás plantas un soporte sólido e unha estrutura estable, pero non tan compacto que non permita a proliferación radicular e a actividade animal; debe prover suficiente auga para as plantas e os organismos, e eliminar rapidamente o exceso potencialmente prexudicial (un exceso de auga implica lavado de nutrientes e diminución da aireación); debe ser capaz de almacenar e levar o osíxeno atmosférico ás raíces, e evacuar os gases potencialmente tóxicos, pois un volume adecuado e continuo de osíxeno é necesario para moitos organismos do solo e para a descomposición da materia orgánica, mentres que un descenso do osíxeno ou un aumento do CO<sub>2</sub> inhiben o crecemento das plantas e a súa capacidade para absorber nutrientes e auga, e poden dar lugar á produción de compostos tóxicos para as plantas e os organismos do solo (Topp et al., 1997).

A redución da densidade aparente é un dos efectos máis importantes para a restauración de residuos mineiros, tendo en conta a limitación que pode chegar a supoñer para a vexetación unha superficie compactada. Neste traballo, o compost e o vermicompost de bagazo reduciron a densidade aparente dos lodos de lousa, sendo este un efecto comunmente observado en traballos de restauración. Shukla et al. (2005) observaron que a densidade aparente dun solo de mina restaurado con compost de restos verdes despois de oito anos foi menor (0,88 Mg m<sup>-3</sup>) que a do solo sen restaurar (1,48 Mg m<sup>-3</sup>), e incluso que a dos solos sen degradar próximos aos terreos restaurados (1,28 Mg m<sup>-3</sup>). Stolt et al. (2001) observaron que a emenda con compost a doses de 45 e 135 t ha<sup>-1</sup> reduciron a densidade aparente de residuos mineiros desde 1,46 Mg m<sup>-3</sup> (residuos sen restaurar) ata 1,22 Mg m<sup>-3</sup> na dose maior, sendo un efecto moi positivo con respecto ao tratamento con solo superficial, que tivo o efecto contrario de incrementar a densidade aparente ata 1,64 Mg m<sup>-3</sup>. Recentemente, Curtis e Claassen (2009) tamén observaron descensos

significativos (en torno ao 20% do valor inicial) da densidade aparente de catro tipos de materiais sen consolidar, tras a adición de compost.

O descenso da densidade aparente dos residuos mineiros é en parte, e sobre todo nos momentos iniciais da restauración, un efecto da menor densidade da materia orgánica. Este efecto, sen embargo, atenuarase a longo prazo unha vez que a materia orgánica se vaia mineralizando, polo que para conseguir unha redución permanente da densidade aparente é necesario que esta sexa unha consecuencia do desenvolvemento dunha estrutura típica de solo nos materiais. Así, a redución da densidade aparente é unha consecuencia non só do efecto de “dilución” da materia orgánica senón tamén da mellora da estrutura. A adición de materia orgánica a un solo ou material sen estrutura adoita mellorar a agregación e a estabilidade de agregados, xa que xoga un papel fundamental na unión de partículas de arxila ou complexos arxilo-húmicos, para dar lugar a unidades maiores. A materia orgánica actúa sobre a agregación mediante tres mecanismos:

- (1) As substancias húmicas unen entre si as partículas de arxila a través de pontes de hidróxeno ou coa axuda de catións polivalentes. Unha grande variedade de substancias poden ter esta función, por exemplo os ácidos húmicos e fúlvicos.
- (2) A materia orgánica actúa tamén rodeando varias partículas de arxila e actuando como cementante. Nesta acción interveñen principalmente polisacáridos segregados polos microorganismos do solo.
- (3) As raíces finas e as hifas dos fungos tamén contribúen a manter unidas as partículas do solo.

Os experimentos realizados neste traballo confirman que a mellora da estrutura resulta difícil, e quizais non sexa posible avaliala a curto prazo. Por unha parte, no experimento de invernadoiro, o vermicompost non produciu efectos consistentes sobre a estrutura dos lodos, mentres que nos experimentos de incubación observouse unha certa melloría da estrutura, tanto no tamaño dos agregados como na súa estabilidade cando se usaron bagazo ou compost de bagazo como emenda, e a doses elevadas. En todo caso, a estabilidade de agregados mantívose moi baixa en todos os experimentos, non superando nunca o 10% en peso dos agregados. Observáronse correlacións positivas da estabilidade de agregados coas formas solubles de carbono, pero non co carbono total. Os traballos enfocados a estudar o efecto das emendas orgánicas sobre a agregación utilizan tempos de experimento máis longos que os empregados neste traballo (Hill e James, 1995; Sort e Alcañiz, 1999) polo que sería posible que nun experimento de maior duración se obtivesen melloras significativas, a medida que se produce a interacción entre os compoñentes minerais e a materia orgánica, coa intervención dos organismos que van proliferando co tempo. Así, por exemplo, Guerrero et al. (2000) e Aggelides e Londra (2000) observaron o efecto positivo do compost na estabilidade de agregados despois de un ano, e

Leroy et al. (2008a) observaron importantes melloras da estabilidade de agregados tras nove anos de aplicación de compost a un cultivo de millo. Canto á aplicación en restauración, os escasos resultados recollidos na bibliografía son contraditorios: Leifeld et al. (2001) usaron un compost de restos verdes para a emenda de residuos mineiros de textura areosa, estudiando a distribución do carbono nas distintas fraccións, e observaron a produción de materia orgánica estabilizada e a aparición de microagregados resistentes nun ano en laboratorio. Pola contra, Shukla et al. (2005) non observaron incremento da agregación estable en solos de mina restaurados con compost despois de oito anos.

Numerosos autores destacaron a importancia do carbono orgánico na estabilización dos agregados do solo (Tisdall e Oades, 1982; Degens, 1997; Haynes e Naidu, 1998; Arias et al., 1999a) e os efectos beneficiosos da adición de compost (Albiach et al., 2001; Celik et al., 2004). Sen embargo, non todas as formas ou fraccións de carbono teñen a mesma influencia sobre a agregación (Degens, 1997; Annabi et al., 2007; Leroy et al., 2008). Os cambios na estabilidade de agregados tras a adición dunha emenda orgánica débense a cambios nos contidos de materia orgánica particulada, polisacáridos e lípidos, que son materiais lábiles e de actividade transitoria, asociados a fracción de macroagregados (maiores de 200-250  $\mu\text{m}$ ). A concentración destas substancias é proporcional á dose de emenda, pero varía tamén en función da súa transformación pola actividade microbiana (Ingelmo Sánchez e Rubio Delgado, 2008). Diné et al. (1992), por exemplo, suxiren que durante a descomposición dos materiais orgánicos engadidos ao solo en condicións de alta temperatura e baixa humidade prodúcese un incremento de compostos alifáticos de cadea larga asociados a graxas e lípidos, que contribuirían á estabilidade dos agregados grazas ás súas propiedades hidrófobas.

Por outra banda, ademais do efecto directo dos compostos de carbono actuando como axentes de unión, na agregación teñen tamén unha grande importancia os factores microbiolóxicos: a materia orgánica recentemente engadida ao solo inicia a agregación actuando como substrato para os fungos e as bacterias que agregan as partículas do solo a través dos seus mucílago, que son axentes temporais na agregación do solo (Angers e Chenu, 1998). Necesítase, polo tanto, unha combinación de ambos efectos, de modo que a adición dun axente agregante, se non vai acompañado de condicións adecuadas para o desenvolvemento da actividade biolóxica a longo prazo, non será capaz de dar lugar a unha estrutura estable. Confirmando este punto, nos nosos experimentos atopáronse correlacións significativas entre a estabilidade de agregados, as formas de C soluble e as propiedades bioquímicas (carbono biomasa e actividade dehidroxenasa).

Ademais de coa densidade aparente, as melloras na agregación adoitan relacionarse tamén coa permeabilidade. Os solos ou materiais con velocidades de infiltración baixas tenden a encharcarse e poden presentar unha humidade excesiva para o crecemento vexetal, e son máis afectados pola erosión, polo que é importante incrementar a condutividade hidráulica cando é

moi baixa, como ocorre moitas veces en residuos mineiros (Dollhopf e Postle, 1988). Sen embargo, neste traballo os compost non produciron polo xeral efectos consistentes sobre a permeabilidade dos lodos de lousa. Na incubación realizada con vermicompost comercial non se observaron cambios significativos mentres que no experimento de campo a condutividade hidráulica saturada incrementouse só na dose máis alta de emenda ( $120 \text{ t ha}^{-1}$ ). En calquera caso, e aínda que o incremento observado nesta última foi elevado (preto dun 140% con respecto ao control), todas as mesturas de lodos e compost permaneceron como materiais de condutividade lenta, segundo a clasificación de O'Neal (1952). Os estudos realizados por outros autores sobre o efecto das emendas orgánicas sobre a condutividade hidráulica de solos ou outros materiais dan resultados variables. Nunha revisión de 12 traballos sobre a permeabilidade de solos emendados con residuos orgánicos, Khaleel et al. (1981) observaron grandes variacións nos resultados que non permiten sacar conclusións xerais. Stolt et al. (2001) non observaron modificacións da condutividade hidráulica en residuos mineiros areosos emendados con compost en doses semellantes ás do noso experimento de campo ( $45$  e  $135 \text{ t ha}^{-1}$ ), a pesar de obter melloras da densidade aparente e a capacidade de retención de auga. Pola contra, Curtis e Claassen (2009) observaron incrementos da condutividade hidráulica de materiais sen consolidar tras a adición de compost, pero só cando a cantidade de fragmentos de rocha maiores de  $2 \text{ mm}$  é baixa.

O efecto da materia orgánica na permeabilidade do solo débese á modificación da porosidade total e da distribución de tamaño de poro, inicialmente como resultado da mestura de materiais de diferente granulometría e morfoloxía, mentres que a longo prazo agárdase un efecto derivado do desenvolvemento ou mellora da estrutura (Celik et al., 2004; Leroy et al., 2008a). A textura do solo debe ter unha grande influencia no efecto do compost sobre a condutividade hidráulica. Por exemplo, é de agardar que en solos pesados, con un predominio de poros moi pequenos e por tanto con unha permeabilidade moi baixa, a condutividade hidráulica aumente como consecuencia da mestura con un material máis goso como o compost, dando lugar a unha nova distribución de tamaño de poro con maior importancia dos poros máis grandes. Por outra banda, é de agardar que a distribución de tamaño de partícula e a porosidade do compost tamén determinen as modificacións da permeabilidade. Por exemplo, a aplicación dun compost con moitas partículas finas pode provocar o selado dos poros nunha zona subsuperficial debido á migración desas partículas, dando lugar a un descenso da condutividade (Barrington e Madromootoo, 1989). Nos nosos experimentos, a adición de compost aos lodos de lousa non tivo un efecto claro sobre a distribución de tamaño de poro, polo que o efecto máis importante sobre a permeabilidade é o derivado do incremento da porosidade total.

Este incremento da porosidade dos lodos de lousa tras a adición de compost pode ser en parte responsable dos incrementos observados na capacidade de retención de auga. Unha capacidade de retención de auga baixa é outra das limitacións para a restauración correntes en



residuos mineiros e solos de mina (Tordoff et al., 2000; Rowe et al., 2005). Nos experimentos realizados, observouse que todos os compost incrementaron a capacidade de retención de auga dos lodos de lousa, practicamente a todas as presións ás que se determinou, e de modo aproximadamente proporcional á dose de emenda. Outros autores teñen observado un incremento da capacidade de retención de auga do solo por efecto da emenda con materiais orgánicos (Haynes e Naidu, 1998; Aggelides e Londra, 2000). En solos de mina e residuos mineiros é tamén un feito comprobado, aínda que normalmente os estudos realizados se basean na determinación da humidade (Bagatto e Shorthouse, 2000; Stolt et al., 2001; Neagoe et al., 2005). Algúns autores, sen embargo, determinaron curvas de retención de auga completas, con resultados semellantes aos nosos. Kuraz (2001), por exemplo, observou que solos de mina restaurados con cantidades crecentes de materia orgánica viron incrementada de maneira proporcional a súa capacidade de retención de auga a todas as presións, aínda que só se produciu un incremento da auga dispoñible para as plantas por riba de doses tan elevadas como  $400 \text{ t ha}^{-1}$ .

Neste traballo tamén se observou que os incrementos da capacidade de retención de auga foron maiores aos potenciais de succión máis negativos. Como a retención de auga no punto de marchitamento incrementouse polo xeral en maior medida que na capacidade de campo, en moitos casos sucedeu que a auga dispoñible para as plantas non se modificou ou incluso se reduciu. O efecto do compost sobre o incremento da auga retida as presións de succión máis elevadas manifestouse de xeito máis intenso debido a que o incremento da área superficial é un efecto inmediato da adición de materia orgánica, mentres que o efecto sobre a agregación e a porosidade, que daría lugar a incrementos a menores presións de succión, pode tardar máis en observarse. Os cambios na capacidade de retención de auga poden atribuírse a un efecto directo da materia orgánica, que ten unha capacidade de retención de auga moi superior á dos compoñentes minerais.

O feito de que a auga dispoñible para as plantas non se modifique, se reduza unhas veces e se incremente outras tras a adición de compost a un solo, dependendo do tipo de solo, do tipo de emenda e do grao de descomposición do material, entre outros factores, xa foi observado por outros autores. Na revisión de 12 traballos sobre a emenda de solos con residuos orgánicos, Khaleel et al. (1981) concluíron que non se pode xeneralizar o efecto sobre a auga útil; outros autores observaron descensos ou ningún cambio (Sommerfeldt e Chang, 1987; Haynes e Naidu, 1998; Mamo et al., 1999b), e outros observaron incrementos, especialmente en solos areosos con valores de auga útil moi baixos (Curtis e Claassen, 2009).

O aumento da retención de auga a capacidade de campo revela unha maior capacidade dos lodos para reter auga contra a forza da gravidade, e polo tanto, un menor risco de desecación do material. A pesar de que a auga útil non sempre experimentou cambios significativos, o efecto dos compost pode considerarse positivo, pois a pesar de que, en teoría,

as plantas non poden absorber auga por debaixo do punto de marchitamento, a presenza de auga no solo é imprescindible para o mantemento da actividade biolóxica e o funcionamento dos ciclos bioquímicos dos elementos, de modo que, a valores iguais de auga útil, sempre será preferible que os valores de humidade na capacidade de campo e no punto de marchitamento sexan o máis elevados posible. Aínda que o incremento do punto de marchitamento poida ser prexudicial para o desenvolvemento vexetal porque ten como consecuencia unha redución da auga dispoñible para as plantas, pode ter efectos beneficiosos sobre outros procesos importantes no solo, tales como a mineralización da materia orgánica e o movemento dos microorganismos en condicións de seca. Aínda que as plantas non poidan extraer auga do solo a potenciais tan elevados, Sierra (1997) demostrou que a actividade microbiana persiste nestas condicións, tras observar que as taxas de mineralización de nitróxeno do solo por debaixo de punto de marchitamento (pF 4,2) permanecen en valores próximos ao 65% dos valores correspondentes a presións de succión de pF 2,5 (lixeramente superiores á capacidade de campo). Hai que salientar que unha parte moi importante dos microorganismos do solo viven na película de auga fortemente adsorbida sobre as superficies minerais, sendo estes moi resistentes aos cambios no ambiente do solo, polo que un incremento da cantidade de auga retida a valores elevados de presión pode ter un efecto moi importante sobre o mantemento da actividade biolóxica a longo prazo (Paradelo e Barral, 2009). Ademais, valores altos de retención de auga axudan a loitar contra a erosión, porque se impide que a auga de choiva desagregue o solo e o arrastre (F.A.O., 1967). Por outra banda, a humidade é o factor que controla a difusividade térmica do solo, polo que un maior contido de humidade implica unha maior capacidade de amortiguación das oscilacións térmicas, un factor que pode ser de grande importancia nas superficies das entulleiras, con escasa vexetación e expostas aos axentes climáticos.

A plasticidade e consistencia, como indicadores da cohesión dun material, teñen tamén unha importante influencia sobre a estabilidade das entulleiras, o seu manexo, ou o risco de erosión e deslizamento. O efecto da materia orgánica sobre a plasticidade é o resultado de dous factores de tendencia oposta: primeiro, o incremento da capacidade de adsorción de auga inducida pola materia orgánica tenderá a incrementar os límites; segundo, o incremento da agregación inducido pola materia orgánica tenderá a reducilos como consecuencia da redución da área superficial total (Husein Malkawi et al., 1999). O primeiro factor é o predominante en solos minerais debido á baixa capacidade de adsorción de auga dos compoñentes minerais en comparación coa materia orgánica, o que explicaría o incremento dos límites de Atterberg tras a adición de doses baixas de compost. Sen embargo, e debido a que o límite plástico se incrementou máis que o límite líquido, o efecto global do índice de plasticidade foi a reducirse a doses elevadas. Unha posible explicación é a maior velocidade de hidratación da materia orgánica con respecto á formación da lámina de auga en torno ás partículas de solo que é a responsable de que o solo acade o límite líquido (Campbell, 1991). Así, a hidratación

preferencial da materia orgánica dificultará que se acade o límite líquido, reducindo o índice de plasticidade.

Nos experimentos descritos neste traballo, os límites de Atterberg dos lodos de lousa aumentaron coa adición dos diferentes compost, de modo aproximadamente proporcional á dose. Do mesmo modo que no caso da capacidade de retención de auga, os cambios debidos á adición de compost foron inmediatos, atribuíndose por tanto a un efecto directo da materia orgánica engadida. Este efecto da materia orgánica parece confirmado polos datos de García Pita (1985), que despois da análise de 18 solos de Galiza, dedicados a distintos usos e sobre diferentes materiais, concluíu que os límites de Atterberg están correlacionados positivamente co contido en materia orgánica do solo. Sen embargo, é de salientar que, dun modo tamén semellante á retención de auga, o límite plástico polo xeral incrementouse en maior medida que o límite líquido, dando como resultado un descenso do índice de plasticidade a elevadas doses, coincidindo co predito por Husein Malkawi et al. (1999). A adición de materia orgánica ao solo soe ter como efecto o incremento individual dos límites de Atterberg, e de feito algúns autores suxeriron o a determinación dos límites de Atterberg como unha medida sinxela da superficie específica (Hammel et al., 1983, cit. en Campbell, 1991), e posto que a materia orgánica incrementa a superficie específica do solo, é lóxico pensar que a adición dunha emenda orgánica como o compost incrementará os valores destes límites.

Finalmente, hai que lembrar que os valores relativos da capacidade de campo e o límite plástico son de enorme importancia para o manexo. Cando a capacidade de campo é maior que o límite líquido favorécense procesos de degradación física do solo, pois aínda que a resistencia á compactación sexa grande, a estrutura do solo pode ser facilmente destruída. Valores de capacidade de campo inferiores ao límite plástico indican que despois dun episodio de choiva ou rego o solo chegará de seguido a unha humidade na que non se vai producir un dano estrutural importante durante o manexo; no caso de que a capacidade de campo sexa maior que o límite plástico, o solo vai tardar máis tempo en chegar ao óptimo de humidade, e quizais non chegue por ter unha drenaxe excesivamente lenta, como ocorre en solos arxilosos (Dexter e Bird, 2001). Os lodos de lousa presentaron inicialmente a peor situación posible, con un valor da capacidade de campo superior ao límite líquido, e nos nosos experimentos, debido a que a adición de compost deu lugar a incrementos simultáneos dos límites de Atterberg e da capacidade de retención de auga, esta situación non puido ser corrixida.

#### **4.5.2. Efecto sobre as propiedades químicas e a fertilidade**

As propiedades químicas máis limitantes á hora de revexetar solos degradados por actividades extractivas ou residuos mineiros son o pH, as posibles concentracións tóxicas de certos elementos (principalmente metais pesados e arsénico) e a deficiencia de nutrientes esenciais

para as plantas (Vogel, 1987; Johnson et al., 1994). A avaliación da fertilidade é un aspecto da maior importancia, dado o papel fundamental que xoga a vexetación na restauración das áreas degradadas. Posto que a maioría de residuos minerais sofren deficiencia de nutrientes, a fertilización previa á revexetación é un aspecto ao que se debe prestar a máxima atención.

Nos experimentos descritos neste traballo, o rango de pH de todas as mesturas de lodos e compost estivo preto dos valores óptimos para o crecemento vexetal e a dispoñibilidade de nutrientes, que se consideran entre 6,5 e 7 (Prasad e Power, 1997), o que representa unha mellora con respecto ao pH lixeiramente alcalino dos lodos de lousa. O pH é un criterio útil á hora de predecir e definir moitos dos problemas asociados coa revexetación de espazos degradados por actividades extractivas a ceo aberto. Ademais de afectar directamente ao crecemento vexetal, controla a dispoñibilidade de nutrientes (Tucker et al., 1987; Vogel, 1987). En xeral, valores de pH próximos á neutralidade favorecen a dispoñibilidade de N e P e tamén as actividades biolóxicas de fixación de N. Por outra banda, a maioría dos metais pesados reducen de modo considerable a súa dispoñibilidade segundo sube o pH, o cal é moi importante tendo en conta os problemas de fitotoxicidade asociados a algúns deles, pero tamén no caso de Fe, Mn, Cu e Zn, que son esenciais, sendo o pH desexable para estes elementos menor de 7,4. A capacidade amortiguadora da materia orgánica fai que o compost sexa adecuado para corrixir pH extremos de residuos mineiros, tanto ácidos como básicos, sendo esta corrección de pH o efecto máis comunmente observado tras a adición de compost a residuos mineiros (Bagatto e Shorthouse, 2000; Mench et al., 2003; van Resburg et al., 2004; Shukla et al., 2005; Chiu et al., 2006; Schwab et al., 2007; Alvarenga et al., 2008; Gadepalle et al., 2009).

Nos nosos experimentos, a emenda dos lodos de lousa con compost produciu na maioría dos casos incrementos significativos das concentracións de carbono e nitróxeno totais, normalmente de modo proporcional á dose de compost. Este incremento das cantidades de carbono e nitróxeno é, xunto coa redución da densidade aparente, o efecto máis comunmente observado tras a adición de compost a residuos mineiros (Delschen, 1999; Bagatto e Shorthouse, 2000; Romero et al., 2005; Chiu et al., 2006; Alvarenga et al., 2008; Curtis e Claasen, 2009), especialmente a curto prazo. A longo prazo, o aumento das concentracións de materia orgánica serán consecuencia tanto da adición inicial das emendas como dos aportes da cuberta vexetal unha vez establecida.

A deficiencia de nitróxeno dispoñible en residuos mineiros e solos degradados por explotacións mineiras é un dos factores que máis limitan a súa revexetación; esta deficiencia pode deberse tanto a un nivel baixo de nitróxeno total como á falta de microorganismos que transformen o nitróxeno orgánico en formas aproveitables polas plantas (Barnhisel, 1988). Así, o incremento das concentracións de nitróxeno total non asegura un aumento da dispoñibilidade do nitróxeno para as plantas, e de feito tense observado a miúdo unha redución deste tras a adición de compost ao solo (Iglesias et al., 2008). Moitos autores, sen embargo, observaron

incrementos do nitróxeno asimilable tras a adición de compost a residuos mineiros (Neagoe et al., 2005; Chiu et al., 2006; O'Dell et al., 2007; Alvarenga et al., 2008), e tamén nos nosos experimentos o nitróxeno asimilable dos lodos de lousa incrementouse coa adición do vermicompost, pero non co compost, o que pode ser debido á diferenzas de madurez.

Por outra banda, algúns autores indican que o fósforo é o factor limitante máis importante na revexetación de residuos mineiros (Barnhisel, 1988; Hossner e Hons, 1992). Neste traballo, a adición do compost de bagazo incrementou notablemente as cantidades de fósforo asimilable dos lodos de lousa en todos os experimentos, sendo un factor decisivo na mellora da súa fertilidade. O incremento de fósforo asimilable tras a emenda con compost é un efecto común tanto en solos agrícolas (Iglesias-Jiménez et al., 1993; He et al., 2005; Zhang et al., 2006) como en residuos mineiros e solos de mina (Chiu et al., 2006; Alvarenga et al., 2008). Por outra banda, hai que indicar como un feito positivo para a fertilización que non se observasen fenómenos de fixación de fosfatos nos lodos de lousa, que farían que unha parte do fósforo engadido non se atopase dispoñible para as plantas. O incremento das concentracións de fósforo asimilable e de catións cambiabiles tras a adición do compost de bagazo aos lodos de lousa fixo que as mesturas mellorasen a súa clasificación de fertilidade, condicionada nos lodos pola súa baixa concentración de fósforo dispoñible. Así, tendo en conta a concentración de fósforo, os lodos pasarían de presentar unha fertilidade deficiente a unha fertilidade elevada e moi elevada, nas maiores doses de emenda.

A adición de compost nos nosos experimentos incrementou tamén a capacidade de cambio de catións e as concentracións de Ca, Mg e K dispoñibles dos lodos, mellorando deste modo a súa fertilidade. O estudo do efecto do compost sobre estes elementos recibiu ata o de agora menor atención que outros aspectos, pero os traballos publicados indican que o compost ten un importante efecto fertilizante sobre Ca, Mg e K (Fortin e Karam, 1998; Mercuri et al., 2005; Alvarenga et al., 2008). Hai que destacar o efecto fertilizante sobre o K, que se debe á súa elevada dispoñibilidade nas emendas utilizadas, como é habitual en calquera tipo de compost (Vogtmann et al., 1993; He et al., 2005). En xeral, o incremento de nutrientes asimilables tras a adición do compost de bagazo non debe ser atribuída á súa liberación tras a mineralización da materia orgánica, senón ao efecto fertilizante inicial, pois a duración dos experimentos foi demasiado curta para apreciar un efecto significativo da mineralización.

Polo que respecta aos metais pesados, nos nosos experimentos a adición do vermicompost de bagazo incrementou a dispoñibilidade de Cu, Zn e Mn, un efecto positivo posto que estes elementos estaban presentes nos lodos en concentracións próximas á deficiencia, e non afectou ás concentracións de Cd, Cr ou Ni. Aínda que a adición de materia orgánica a solos debe reducir a dispoñibilidade dos metais pesados a través da formación de complexos metal-MO, algúns compostos orgánicos solubles do compost poden incrementar a mobilidade dos metais a través de dous posibles mecanismos: (1) a formación de complexos solubles por

combinación con ácidos orgánicos, e (2) o incremento da súa solubilidade debido ao descenso do pH provocado por ácidos orgánicos (Schwab et al., 2007). Aínda así, non son moitos os traballos con residuos mineiros nos que se observase que a adición de compost incrementase a dispoñibilidade de metais pesados, exceptuando por exemplo os de Romero et al. (2005) ou Alvarenga et al. (2008).

#### **4.5.3. Efecto sobre a actividade biolóxica**

Se ben as melloras nas propiedades físicas e químicas son fundamentais para o crecemento inicial da vexetación, para a súa estabilidade a máis longo prazo son esenciais os factores biolóxicos. As comunidades microbianas teñen unha importancia crítica para o funcionamento correcto do solo e, por extensión, do ecosistema, posto que son esenciais para o mantemento da fertilidade e a evolución dun sistema solo-planta estable (Visser, 1985). Os microorganismos inmovilizan os nutrientes impedindo que se perdan por lavado, grazas á súa elevada taxa de reprodución e ao seu elevado metabolismo, e presentan unha grande versatilidade metabólica que os permite adaptarse a niveis baixos de nutrientes a condicións físicas e químicas adversas. Ademais, para que se desenvolva unha estrutura estable en residuos mineiros, é necesaria a participación das poboacións de microorganismos, especialmente as bacterias e os fungos, pois ambos grupos contribúen ao desenvolvemento da estrutura edáfica durante o seu crecemento e actividade (Angers e Chenu, 1997). Aínda que o incremento da actividade biolóxica non sexa un factor que ocasione directamente un aumento da produtividade, ambas están relacionadas, especialmente durante as etapas iniciais do desenvolvemento do solo a partires de residuos mineiros (Speir e Ross, 2002).

As propiedades bioquímicas determinadas nos nosos experimentos (carbono biomasa e actividade dehidroxenasa) indicaron que os compost de bagazo introduciron poboacións microbianas e melloraron as condicións para o seu desenvolvemento nos lodos de lousa, especialmente nas doses máis elevadas. Mentres que os lodos sen emendar tiñan valores moi baixos de biomasa e actividade biolóxica, os valores de carbono biomasa ao que se chegou coas doses máis altas de emenda estiveron no rango dos valores atopados en horizontes Ah de solos forestais e de prado de Galiza, e por riba dos habituais en solos de cultivo (Leirós et al., 2000; Trasar-Cepeda et al., 2008). Os valores atopados para a actividade dehidroxenasa nos experimentos de incubación foron algo maiores do normal en solos agrícolas emendados con compost (Albiach et al., 2000; Domínguez, 2003), mentres que no experimento de invernadoiro os valores foron os normais na bibliografía. Este feito é perfectamente explicable tendo en conta as diferentes condicións dos estudos de campo e invernadoiro con respecto ao de laboratorio, no que as condicións de humidade e temperatura están máis controladas e favorecen máis o desenvolvemento microbiano. Emmerling et al. (2000) observaron incrementos da respiración e

as actividades fosfatasa e invertasa, especialmente a doses elevadas de lodos compostados, e Alvarenga et al. (2008, 2009) tamén observaron incrementos das actividades enzimáticas tras a adición de compost a residuos ácidos. O efecto do compost sobre estas propiedades parece estar relacionado coa madurez das emendas utilizadas, pois nos nosos experimentos os maiores valores para as propiedades bioquímicas acadáronse cando se usou bagazo sen compostar con emenda.

Por outra banda, hai que destacar a relación atopada entre o carbono biomasa e a actividade dehidroxenasa nos nosos experimentos. A correlación entre estas dúas medidas bioquímicas foi positiva, con un coeficiente de correlación para o conxunto dos datos de 0,775 (significativo ao nivel 0,01). Os datos sometéronse a unha análise de regresión lineal na que se obtivo a seguinte ecuación:

$$DHA = 1,01 \cdot MBC - 0,31$$

$$R^2 = 0,60$$

$$\text{Erro típico da estimación} = 28,3$$

A ordenada na orixe é  $-0,31 \text{ mg TPF kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ , o que pode xustificarse polo feito de que a dehidroxenasa é unha enzima exclusivamente endocelular, e polo tanto é lóxico que os seus valores sexan próximos a cero para valores baixos de biomasa microbiana.

#### **4.5.4. Efecto sobre a produtividade vexetal**

Os datos de produtividade vexetal son de enorme importancia neste traballo, posto que un dos obxectivos principais do estudio é a avaliación da viabilidade destas mesturas de lodo e compost para sustentar unha cuberta vexetal na restauración de entulleiras. As plantas respostan a varios factores e propiedades do solo, e polo tanto, pode establecerse unha relación inequívoca entre produtividade, fertilidade e calidade do solo (Gregorich et al., 1997).

Como consecuencia das melloras producidas nas condicións físicas, químicas e biolóxicas, a activación dos ciclos bioxeoquímicos, o incremento de materia orgánica, etc... tras a emenda de residuos mineiros con compost prodúcese unha situación máis favorable para o crecemento e desenvolvemento vexetal que dá lugar a un incremento da produtividade. O experimento de invernadoiro confirmou este punto, observándose importantes incrementos da produtividade dos lodos de lousa tras a emenda con vermicompost. Este feito foi observado practicamente en todos traballos de restauración de residuos mineiros con compost, tanto en invernadoiro como en campo, en gran variedade de condicións de partida e de compost utilizados (Fortim e Karam, 1998; Ye et al., 2000; Larney et al., 2003; van Resburg et al., 2004; Mercuri et al., 2005; Chiu et al., 2006; O'Dell et al., 2007; Gryndler et al., 2008). Neste traballo,

tendo en conta que os factores máis limitantes ao desenvolvemento vexetal nos lodos de lousa eran a falta de N e P asimilables, o incremento da produtividade débese seguramente ao incremento das concentracións destes nutrientes provocado pola emenda co vermicompost.

Para rematar, na Táboa 193 faise un resumo dos principais efectos observados neste traballo dos compost sobre as propiedades dos lodos de lousa.

*Táboa 193. Resumo dos efectos da emenda con bagazo, compost e vermicompost de bagazo sobre as propiedades dos lodos de lousa. = a emenda non produciu variacións; ↑ a emenda incrementou o valor da variable; ↓ a emenda reduciu o valor da variable; ↑↓ a emenda aumentou ou reduciu o valor da variable, ou os resultados foron pouco concluíntes.*

Propiedade		VP1	VP2	CB	VB	Bagazo
Físicas	Densidade aparente			↓	↓	
	Agregación	=		↑	=	↑
	Agregación estable	=		=	=	↑
	Capacidade de retención de auga	↑	↑	↑	↑	↑
	Auga útil	=	↑	=	↑	=
	Límites de Atterberg	↑	↑	↑	↑	↑
	Índice de plasticidade	=		↓	↓	↓
	Conductividade hidráulica	=	↑			
Químicas	pH	↓	↑	↓	↓	↓
	C total	↑	↑	↑	↑	↑
	C soluble			↑	↑	↑
	N total	↑		↑	↑	↑
	N asimilable			=	↑	=
	P asimilable	↑		↑	↑	↑
	CIC	↑				
	Ca asimilable	↑		=	↑	=
	Mg asimilable	↑		=	=	=
	K asimilable	↑		↑	↑	↑
	Metais pesados totais	↑↓				
	Metais pesados asimilables	↑↓				
Biolóxicas	Carbono biomasa	↑		↑	↑	↑
	Actividade dehidroxenasa	↑		↑	↑	↑
	Compatibilidade con plantas			↑↓	↑	↓
	Produtividade vexetal	↑				



---

SÍNTESE



## 1. Propiedades dos residuos da industria vitivinícola

A industria vitivinícola é unha das máis importantes actividades agrícolas de Galiza, con máis de 25.000 Ha de solo dedicado a viña, e unha colleita anual superior ás 200.000 toneladas de uva (Anuario de Estadística Agraria, 2003). Os principais residuos producidos son os bagazos e as vinazas, dos cales se estima que se producen anualmente a nivel estatal máis de un millón de toneladas (Bustamante et al., 2008a). Os bagazos son os restos do prensado das uvas e consisten nos raspóns dos racimos (escoballo), as sementes e as peles dos bagos; a súa destilación é unha actividade moi común en Galiza, denominándose bagazo esgotado o residuo desta actividade. As vinazas son unha suspensión acuosa que inclúe os restos das trasfegas, denominándose lías de vinificación a parte sólida, composta por levaduras e outros restos que se depositan no fondo das cubas tras a fermentación.

O bagazo esgotado e as lías de vinificación analizados neste traballo presentaron propiedades que coinciden co observado nas caracterizacións realizadas por Bustamante et al. (2005, 2008a) de residuos vitivinícolas de todo o Estado. A característica máis destacable destes residuos é que presentan contidos moi elevados de materia orgánica, normalmente superiores ao 90%, e pH ácido. O bagazo esgotado e as lías presentan cantidades moi altas de potasio asimilable, que é o nutriente máis abundante despois do nitróxeno, aínda que este non está en formas inicialmente dispoñibles para as plantas.

Estes residuos presentan tamén unha elevada fitotoxicidade, probablemente debida á presenza de ácidos orgánicos (láctico e acético son os máis comúns) e etanol en concentracións importantes. Moldes et al. (2007c, 2008) descartaron que a acidez sexa o principal factor fitotóxico nestes residuos, e Paradelo et al. (2008a) determinaron as concentracións fitotóxicas en test de xerminación de varios compostos orgánicos comúns en residuos vitivinícolas, observándose que as lías e as vinazas presentan concentracións de ácido acético e etanol moi superiores ás que darían lugar a efectos fitotóxicos, superándoas alomenos nunha orde de magnitude (Moldes et al., 2008), todo o cal parece indicar que estes compostos orgánicos son a causa da fitotoxicidade observada en residuos vitivinícolas.

Outro aspecto destacable da composición dos residuos vitivinícolas é o seu carácter lignocelulósico, é dicir, que están compostos maioritariamente por celulosa, hemicelulosa e lignina. Estes azucres poliméricos poden utilizarse para a obtención de subprodutos que resulten interesantes a nivel industrial, como ácido láctico ou biosurfactantes, empregando bacterias lácticas (Portilla et al., 2007).

A hidrólise do bagazo permite por unha parte a obtención de medios fermentativos con importantes aplicacións industriais, e por outro lado dá lugar a un novo residuo, ao que denominamos bagazo hidrolizado. Este presenta propiedades moi semellantes ás do bagazo esgotado, con un elevado contido en materia orgánica e lignina, e proporción algo menor de

celulosas e hemicelulosas. Por outra banda, a hidrólise ácida incrementa de forma moi importante a acidez e condutividade eléctrica. Tamén incrementa a relación C/N e reduce notablemente a concentración de potasio asimilable.

Aínda que todos estes residuos presentan elevados contidos en materia orgánica que os converten en recursos valiosos como emendas orgánicas, a súa aplicación directa ao solo non é aconsellable. Ademais dos efectos prexudiciais derivados da fitotoxicidade, a adición de residuos vitivinícolas sen tratar ao solo pode presentar outros inconvenientes, entre os que destaca a inmovilización de nitróxeno (Flavel et al., 2005), ou o incremento da condutividade eléctrica do solo (Bustamante et al., 2007b), mentres que Nendel e Reuter (2007) sinalaron un atraso da mineralización da materia orgánica, que atribúen ao efecto das súas elevadas concentracións de polifenois, que inhiben a nitrificación e en xeral os procesos de mineralización de nitróxeno.

Así, o aproveitamento agrícola destes residuos pasa por seren sometidos a un proceso de estabilización como a compostaxe, que permita eliminar ou atenuar as súas propiedades negativas.

## **2. Características da compostaxe de residuos vitivinícolas**

Os residuos lignocelulósicos úsanse habitualmente como estruturantes en procesos de compostaxe, pero raramente son compostados por si mesmos a causa das súas elevadas relacións C/N, que alargarían a duración do proceso. En consecuencia, a compostaxe deste tipo de residuos está pouco estudada, a pesar das súas importantes vantaxes: (1) a súa recollida selectiva é máis sinxela que a dos RSU, (2) a tecnoloxía para a súa compostaxe é máis simple que a de FORSU, pois pode realizarse en montóns ao ar sen a produción de emisións ou cheiros, e (3) presentan baixas concentracións de metais pesados e boas propiedades físicas (Mondini et al., 2006). O tratamento de residuos vitivinícolas mediante compostaxe pode ter, polo tanto, ademais das vantaxes derivadas dunha correcta xestión de residuos, as derivadas da obtención de emendas orgánicas utilizables en restauración, en elaboración de substratos para viveiros ou en agricultura. O tratamento de bagazo, bagazo esgotado e lías de vinificación mediante compostaxe foi estudado por algúns autores (Bertran et al., 2004; Gea et al., 2005; Nogales et al., 2005; Bustamante et al., 2007a, 2008b; Moldes et al., 2007c; Romero et al., 2007; Fernández et al., 2008), con resultados prometedores. Os nosos experimentos confirman que se poden obter emendas útiles para diversas aplicacións agronómicas.

Os residuos vitivinícolas estudados presentan como dificultades para a compostaxe a súa elevada relación C/N e proporción de lignina, que indican moi escasa degradabilidade. Ademais, o pH do bagazo hidrolizado é demasiado baixo para permitir o desenvolvemento microbiano, polo que para estudar o proceso de compostaxe neutralizouse con  $\text{CaCO}_3$  e

mestrouse con lías de vinificación. O  $\text{CaCO}_3$  ten o efecto de subir o pH e reducir a condutividade eléctrica do bagazo hidrolizado ao precipitar os ións  $\text{SO}_4^{2-}$  procedentes do tratamento con ácido sulfúrico. O estudo de diversas mesturas dos tres compoñentes despois de dous meses de compostaxe permitiu observar que, se a cantidade de  $\text{CaCO}_3$  é suficiente, a cantidade de lías mesturadas co bagazo é o factor que controla as propiedades finais do compost, tendo como efecto positivo máis relevante o descenso da relación C/N, pero co efecto negativo de incrementar a salinidade. Outro efecto negativo provocado polas lías, e que representa un serio problema para a compostaxe, é que dificultan a aireación da mestura, con risco de anaerobiose. A creación de condicións anóxicas nunha mestura de bagazo hidrolizado e lías 1:1 produciu un incremento simultáneo da condutividade eléctrica, a concentración de amonio e a fitotoxicidade. Pola súa parte, o bagazo esgotado non presentou maiores dificultades para a compostaxe.

O proceso de compostaxe dos residuos vitivinícolas presenta algunhas peculiaridades con respecto ao de outros residuos. A máis evidente destas diferenzas é a evolución da temperatura. É sabido que durante a compostaxe de residuos orgánicos, a abundancia de formas de carbono dispoñibles para os microorganismos dá lugar a un rápido incremento das súas poboacións que á súa vez provoca un incremento da temperatura ata chegar a un máximo, reducíndose a continuación a medida que se esgotan as fontes de enerxía. Durante a compostaxe dos residuos vitivinícolas aquí estudados, sen embargo, non se observou incremento da temperatura do material, aínda que si se produciron o agardado incremento da actividade biolóxica e a redución progresiva do carbono soluble. Este feito podería estar relacionado en parte coa escala dos experimentos, aínda que tamén se teñen observado dificultades para chegar a condicións termófilas ( $>45^\circ\text{C}$ ) incluso a grande escala (Bustamante et al., 2008b). Un factor que pode estar relacionado é a escaseza de formas asimilables de nitróxeno, pois a adición de esterco ou lodos de EDAR aumenta a temperatura de compostaxe (Ferrer et al., 2001; Bustamante et al., 2008b), e tamén nos nosos experimentos a mestura de bagazo hidrolizado e lías aumentou lixeiramente a súa temperatura nos primeiros días debido ao maior aporte de nitróxeno soluble destas últimas.

Aparentemente, a compostaxe de residuos vitivinícolas ten moito en común coa etapa de maduración dun proceso de compostaxe normal, precedida ou non por unha etapa termófila, e que se aparece debe ter unha duración de poucos días. Así, os fungos e actinomicetos, que normalmente aparecen só nas últimas etapas do proceso de compostaxe, neste tipo de residuos están presentes desde o inicio, e mantéñense constantes ao longo do proceso. Isto parece indicar que son as poboacións de fungos as que levan o peso da descomposición do bagazo.

A existencia da fase termófila é importante durante a compostaxe de residuos por dúas razóns: porque garante a hixienización dos mesmos, e porque é indicativa da descomposición e estabilización do material. Neste caso, sen embargo, a hixienización non é unha prioridade, pois

os residuos vitivinícolas presentan menores cantidades de organismos patóxicos que outros materiais como os esterco ou os lodos de EDAR (Bustamante et al., 2008b), e nos casos particulares do bagazo esgotado e o bagazo hidrolizado, os tratamentos previos (destilación a temperaturas próximas a 100°C, hidrólise con ácido sulfúrico) produciron unha hixienización moito máis efectiva que a conseguida durante a fase termófila da compostaxe. Canto á estabilización do material, as análises realizadas indicaron que o proceso de compostaxe destes residuos evoluciona independentemente da temperatura que se acade, se ben é certo que o grao de evolución non é moi alto. Este escaso grao de evolución do material é outra propiedade característica da compostaxe dos residuos vitivinícolas, que tamén se observou en outros residuos lignocelulósicos, e que se debe ao elevado contido en compostos de baixa biodegradabilidade como a lignina.

Precisamente o fraccionamento da materia orgánica en celulosas, hemicelulosas e lignina, materiais todos de diferente biodegradabilidade, permitiu seguir a descomposición do bagazo mellor que outros indicadores, observándose unha rápida degradación inicial das celulosas e hemicelulosas, mentres que a degradación da lignina non comezaría alomenos ata o quinto mes de compostaxe. Os escasos cambios nas concentracións da materia orgánica e o nitróxeno totais, así como da relación C/N, non permitiron usar estes parámetros para seguir a evolución do proceso. Pola contra, o C soluble foi un bo indicador da evolución da compostaxe, observándose un descenso constante da súa concentración ao longo de todo o proceso. Hai que destacar tamén que nos experimentos realizados observouse un papel moi útil das propiedades físicas como indicadores da evolución do proceso, observándose un descenso da hidrofobia e un escurecemento progresivo dos materiais, especialmente durante os dous primeiros meses.

Os parámetros derivados da análise de extractos alcalinos non serviron para describir o proceso de compostaxe dos residuos vitivinícolas, quizais debido aos problemas derivados das extraccións con disolucións alcalinas que sinalan algúns autores, como por exemplo á coextracción alcalina e a coprecipitación parcial de compostos non humificados, tales como os polifenóis presentes neste tipo de residuos (Iglesias Jiménez e Pérez García, 1992), que poden enmascarar a verdadeira evolución das substancias húmicas (Marhuenda-Egea et al., 2007).

En resumo, os indicadores máis útiles para seguir a evolución da compostaxe de residuos vitivinícolas parecen ser aqueles que teñen en conta a lignina e os polisacáridos, por varias razóns. Primeiro, existe unha relación clara entre as fraccións determinadas e a súa degradabilidade, o que non sucede por exemplo nas extraccións alcalinas. Ademais, a evolución das concentracións de polisacáridos e lignina é unidireccional: só se produce descomposición e nunca neoformación (hai que lembrar que a compostaxe é un proceso de degradación), polo que a súa análise parece un método máis fiable. Por último, a evolución destes compoñentes controla en parte a humificación e a aparición de formas de materia orgánica solubles en auga,

polo que comprendendo a súa evolución será máis doado entender os resultados das outras extraccións.

Os problemas iniciais de fitotoxicidade dos residuos vitivinícolas resólvense nun prazo moi breve, normalmente inferior a dous meses, salvo que se produzan problemas de aireación. Tamén, como vimos, a degradación das celulosas e hemicelulosas, o incremento do pH ata valores próximos á neutralidade, ou os cambios de cor máis importantes, tiñan lugar neste breve prazo, polo que podemos dicir que a outra característica da compostaxe de residuos vitivinícolas é que a evolución do proceso ten lugar principalmente nos dous primeiros meses.

Por outra banda, o tratamento mediante vermicompostaxe con *Eisenia foetida* tivo varias vantaxes derivadas da labor dos vermes, que permiten unha mellor aireación do material en compostaxe dando lugar a unha estabilización máis rápida e a un menor tamaño de partícula do produto final.

### **3. Propiedades dos compost e vermicompost de residuos vitivinícolas**

Os compost e vermicompost de residuos vitivinícolas presentaron mellores propiedades de cara ao seu uso agrícola que os residuos iniciais. Así, os valores de pH estiveron no rango 7-8, mentres que os residuos iniciais eran ácidos en todos os casos. Este feito ten unha grande importancia de cara á aplicación agrícola destes compost no caso dos solos de Galiza, onde a acidez é un problema habitual. O potencial destes compost para incrementar o pH tamén será importante na mestura con turbas para a elaboración de substratos, pois a turba normalmente presenta un pH bastante ácido.

A condutividade eléctrica dos compost finais dependeu do material de partida, estando por debaixo do valor máximo recomendable de  $2 \text{ dS m}^{-1}$  cando se compostou bagazo esgotado, e por encima cando se compostaron lías de vinificación e bagazo hidrolizado. O aspecto máis destacable de todos os produtos finais foi o seu elevado contido en materia orgánica, próximo ou superior ao 90% en peso.

As propiedades físicas dos compost, que teñen unha importancia especial para o seu posible uso como substratos, foron moi semellantes en todos os casos. A distribución de tamaño de partícula estivo dominada pola presenza das sementes, que foron a fracción maioritaria (2-4 mm). As propiedades de densidade e porosidade foron as adecuadas para o seu uso en elaboración de substratos, aínda que presentaron unha capacidade de retención de auga lixeiramente inferior á óptima e serios problemas de hidrofobia. Os vermicompost tiveron polo xeral mellores propiedades físicas que os compost, unha consecuencia da labor de aireación, movemento e mestura do material realizada polos vermes.

A avaliación da madurez e estabilidade dos compost finais resultou difícil. Os parámetros comunmente usados como indicadores son de varios tipos: os que se refiren á

composición da materia orgánica (total, soluble en auga, ou humificada); os que avalían a actividade biolóxica como indicativa de falta de estabilidade; e os que avalían a ausencia de efectos negativos sobre as plantas como indicativa de madurez. Descartando os parámetros de humificación, o resto deron lugar a resultados contraditorios, pois por exemplo a elevada porcentaxe de lignina indicou un grao elevado de madurez en todos os compost, mentres que o carbono soluble en auga e as medidas de actividade biolóxica indicaron que os vermicompost foron estables e os compost non. A fitotoxicidade dos compost finais foi variable, pero en todo caso moi inferior á dos residuos iniciais e en ningún caso se observou unha fitotoxicidade elevada. Por outra banda, os resultados variaron en función dos diversos test utilizados, polo que non se pode determinar se existiron diferenzas de fitotoxicidade entre os compost e vermicompost.

A elevada presenza final de celulosas, hemicelulosas, e sobre todo lignina, indica que entre o 70 e o 80% en peso dos compost de residuos vitivinícolas consiste en substancias de baixa biodegradabilidade, polo que non é de agardar que a súa adición ao solo dea lugar a unha importante mineralización e perda de carbono.

Do contido en nutrientes dos compost, que determina o seu poder fertilizante, hai que destacar a elevada concentración e dispoñibilidade de potasio. Canto á presenza de metais pesados, ningún dos compost superou os niveis máximos permitidos na lexislación vixente, sendo o único problema a elevada concentración de Cu, procedente do tratamento das vides con fungicidas baseados en  $\text{CuSO}_4$ .

O proceso de compostaxe mellorou as propiedades do bagazo orixinal, obténdose produtos que non presentan ningunha desvantaxe con respecto a outras emendas orgánicas que se utilizan actualmente. O aumento do pH, o descenso da condutividade eléctrica e a redución da fitotoxicidade son as modificacións máis favorables desde o punto de vista da súa posible aplicación agrícola. Os usos posibles para estes compost, segundo indicaron os resultados das análises realizadas, serían tanto en elaboración de substratos para viveiros (aínda que sempre en mesturas con outros compoñentes), como en agricultura ou restauración. Especialmente en restauración de solos, onde se precisa normalmente de emendas con importantes cantidades de materia orgánica que melloren as propiedades físicas, este tipo de compost serían de grande utilidade.

Canto á cuestión de se é preferible a adición ao solo do bagazo ou o seu tratamento previo, hai que dicir que a adición do bagazo aos lodos de lousa produciu unha ralentización na súa estabilización, pois despois de tres meses permaneceu unha importante fitotoxicidade, mentres que nos experimentos de compostaxe observouse como esta desaparecía rapidamente, en ocasións incluso no primeiro mes. Así, parece preferible o tratamento previo á súa aplicación directa ao solo.



#### 4. Propiedades dos lodos de lousa

A extracción e elaboración da lousa é unha das actividades máis lesivas para o ambiente en Galiza. Dado que esta rocha se explota en réxime de ceo aberto, orixínanse nas zonas de extracción unha serie de problemas ambientais, sendo o máis importante a enorme produción de residuos e a súa acumulación en depósitos inadecuados que destrúen o solo e a vexetación e contaminan as correntes de auga próximas.

As entulleiras de lousa están compostas maioritariamente por fragmentos de rocha de tamaños diversos, que non poden ser doadamente colonizados pola vexetación debido á súa escasa capacidade de retención de auga e subministro de nutrientes, condicións que fan moi difícil a restauración (Rowe et al., 2005). Polo tanto, a superposición dunha capa de materiais finos, por exemplo os propios residuos finos das explotacións mineiras, como base para a recuperación e revexetación de entulleiras e solos degradados pode axudar a superar as propiedades físicas adversas nas entulleiras, facilitando o proceso de restauración. Na industria da lousa prodúcese residuos de granulometría fina durante o serrado dos bloques de rocha nas naves de elaboración. Aínda que a cantidade destes materiais finos (lodos de lousa) é pequena en comparación co total de residuos producidos nesta industria, o seu uso para recubrir os depósitos de estériles, de granulometría máis grosa, pode ser a solución máis viable para acometer a restauración das entulleiras de lousa.

Os lodos de lousa consisten nunha suspensión acuosa de partículas de lousa producidas no serrado, polo que a súa composición mineralóxica coincide coa da rocha, con cuarzo, moscovitas e cloritas como minerais principais. Os lodos están compostos case exclusivamente por partículas de tamaño limo fino (2-20  $\mu\text{m}$ ), con un pH en torno a 8 e baixo potencial para a produción de drenaxe ácida, e non presentan problemas de salinidade. As cantidades de materia orgánica e nitróxeno son moi baixas. As súas principais propiedades físicas son unha permeabilidade lenta, unha estrutura moi inestable, e valores de porosidade e capacidade de retención de auga elevadas en comparación con outros residuos mineiros. Presentan serias deficiencias de nitróxeno e fósforo asimilables para as plantas, pero teñen cantidades suficientes de calcio, magnesio e potasio asimilables. A capacidade de cambio de catións é comparable á de moitos solos de Galiza, e o complexo de cambio está dominado polo potasio. As concentracións de metais pesados (totais e asimilables) son o suficientemente baixas para non temer problemas de toxicidade, ao cal contribúe o pH básico dos lodos.

Hai que destacar a considerable homoxeneidade canto ás principais propiedades dos lodos de lousa, o que pode atribuírse a varios factores. Por unha banda, a considerable homoxeneidade das lousas para tellar, xa que polo xeral proveñen da mesma formación xeolóxica, aínda que se exploten en diferentes canteiras, explica a escasa variación química e

mineralóxica. Por outra parte, a súa produción durante o serrado, que lle dá unhas propiedades características, explica a escasa variación física e textural.

En resumo, nos lodos de lousa non se dá unha situación tan desfavorable desde o punto de vista químico que poida impedir a restauración, como sucede en moitas ocasións cos residuos mineiros. Como consecuencia da ausencia de restricións químicas extremas para a xerminación e o crecemento das plantas, os lodos de lousa non son fitotóxicos, obténdose unha elevada porcentaxe de supervivencia das plantas no experimento de invernadoiro, e elevadas porcentaxes de xerminación nas probas de laboratorio con herba de Vigo e cebada. Sen embargo, tendo en conta a curta duración destas probas e as baixas concentracións de N e P asimilables dos lodos, nun horizonte de tempo maior son de agardar menores porcentaxes de supervivencia e peores resultados de produtividade vexetal.

## **5. Efecto do compost de bagazo sobre as propiedades dos lodos de lousa**

Un problema dos lodos de lousa, común á maioría de residuos procedentes de actividades extractivas, é a falta de materia orgánica, o cal é un serio impedimento para o establecemento da vexetación. A adición de materia orgánica é un xeito de atenuar simultaneamente problemas habituais dos residuos mineiros como son a deficiencia de nutrientes, a baixa capacidade de cambio ou a falta de estrutura que dificulta a retención de auga e facilita os procesos erosivos. O enriquecemento dos lodos de lousa con materia orgánica sería, xa que logo, un paso fundamental para a restauración das entulleiras, aínda que pode verse estorbado pola dificultade para atopar materiais adecuados nas proximidades das explotacións. A utilización de compost de bagazo de uva na restauración de entulleiras de lousa ten a vantaxe de que é unha emenda que se pode producir nas proximidades das zonas de extracción.

Os experimentos da segunda parte deste traballo de Tese orientáronse a avaliar as propiedades das mesturas de lodos de lousa e diversos compost e vermicompost de bagazo, producidos na primeira parte, posto que o obxectivo era utilizar estas mesturas nas superficies das entulleiras, como substrato para a revexetación. As propiedades físicas e químicas dos solos reconstruídos poden influír de modo decisivo na súa futura utilidade e produtividade, polo que a avaliación adecuada das propiedades dos materiais usados para a restauración tendo en conta os procesos que gobernan as funcións do solo son esenciais para o éxito da restauración.

A mellora das propiedades físicas é unha das vantaxes que presenta a emenda con compost con respecto á fertilización inorgánica. O compost e o vermicompost de bagazo reduciron a densidade aparente dos lodos de lousa e promoveron a súa agregación, aínda que a porcentaxe de agregados estable en auga foi moi baixa. O desenvolvemento da estrutura nos lodos a curto prazo parece moi difícil, debido a factores texturais e mineralóxicos. Dentro dos factores texturais, é de salientar a escasa porcentaxe de arxilas dos lodos, e dentro dos factores

mineralóxicos, o predominio de cuarzo e a cantidade insuficiente de outros axentes ligantes comúns en solos, como óxidos de ferro e aluminio. O estudio da estrutura dos lodos emendados con diferentes materiais demostrou tamén que a agregación está relacionada coas fraccións solubles da materia orgánica, posto que se atoparon correlacións positivas entre as porcentaxes de agregados estables en auga e as formas de C soluble en auga. Neste sentido, a adición de bagazo sen compostar produciu os maiores incrementos da agregación, polo que parece que o efecto é inverso á madurez da emenda, pois é de agardar que os residuos frescos presenten maiores cantidades de carbono soluble e maior actividade biolóxica que os compost maduros.

O descenso da densidade aparente e o incremento da agregación, independentemente de que se trate de agregados estables ou inestables á auga, produciu un aumento da porosidade total das mesturas. As consecuencias máis importantes desta modificación foron o aumento da condutividade hidráulica e da capacidade de retención de auga. Así, a permeabilidade dos lodos de lousa incrementouse por efecto da emenda, como indicou o aumento da condutividade hidráulica. A capacidade de retención de auga tamén aumentou, en parte como consecuencia do incremento da porosidade e en parte como consecuencia da maior capacidade de retención de auga da materia orgánica engadida. Sen embargo, a dispoñibilidade de auga para as plantas polo xeral non se incrementou, un efecto típico tras a adición de compost. Hai que salientar, sen embargo, que o incremento da capacidade de retención de auga fará que a humidade dos lodos sexa en todo momento máis alta, o que terá outros efectos positivos, por exemplo sobre as poboacións microbianas e a actividade biolóxica. A adición dos compost tamén incrementou a humidade correspondente aos límites de Atterberg, o que implica un aumento da estabilidade dos lodos en campo, mentres que a plasticidade non se modificou ou reduciuse, especialmente nas doses máis altas de emenda.

A diferenza do que sucedeu coa agregación, na que influía non só a cantidade de materia orgánica engadida senón tamén a súa natureza, os efectos sobre a capacidade de retención de auga, a consistencia e a permeabilidade son consecuencia das diferentes propiedades da materia orgánica con respecto aos lodos de lousa, polo que en principio dependen principalmente da dose de compost.

Canto ás propiedades químicas, o efecto máis destacable das emendas foi o incremento das concentracións de materia orgánica dos lodos. Ademais, o pH das mesturas desprazouse na maioría dos casos ata un rango óptimo para a dispoñibilidade de nutrientes, entre 6,5 e 7. Os compost aportaron tamén nutrientes en formas dispoñibles para as plantas, sendo o efecto máis importante o incremento das escasas concentracións de N e P asimilables presentes nos lodos, que representaba o maior factor limitante para a fertilidade. A capacidade de cambio de catións tamén se incrementou, un efecto que de novo foi consecuencia da maior capacidade de cambio da materia orgánica. O catión que máis se incrementou foi o K, que era o máis abundante nos compost, e en moitos casos tamén se incrementaron as concentracións de Ca e Mg, aínda que o

efecto foi menor que para o K. A emenda con compost tamén tivo un efecto positivo sobre micronutrientes como o Cu ou o Mn, incrementando a súa dispoñibilidade, e en todo caso sen dar lugar a problemas de fitotoxicidade asociados a ningún metal pesado.

Ademais da mellora das propiedades físicas, do aporte de nutrientes e do incremento da capacidade de cambio de catións, o aumento dos niveis de materia orgánica como consecuencia da emenda cos compost de bagazo produciu tamén melloras nas propiedades bioquímicas dos lodos, incrementando as poboacións de microorganismos e a súa actividade, tal e como indicaron as análises de carbono procedente de biomasa microbiana e a actividade dehidroxenasa, que partindo de valores practicamente cero nos lodos chegaron a niveis semellantes aos típicos de solos naturais (Leirós et al., 2000). O mantemento desta actividade biolóxica inducirá outros beneficios a medio e longo prazo, debidos ao incremento na agregación e á liberación de nutrientes por mineralización da materia orgánica.

Como resultado do conxunto de melloras producidas a nivel físico, químico e bioquímico, a produtividade dos lodos de lousa viuse notablemente incrementada pola emenda. O aporte de N asimilable para as plantas foi sen dúbida o factor decisivo neste incremento, pero pensando a máis longo prazo e nas condicións reais das entulleiras, vai ser a mellora simultánea e permanente de varias propiedades a que permitirá o mantemento da produtividade vexetal e a sucesión unha vez pasados os primeiros momentos da restauración.

O establecemento inicial dunha cuberta vexetal non é garantía suficiente de que teña lugar unha recuperación permanente das entulleiras. A estabilidade a longo prazo do ecosistema é un resultado da acumulación de materia orgánica e o éxito da restauración pode medirse polo grao de cambio das características do solo cara valores propios de solos produtivos. Estes inclúen acumulación e descomposición de restos vexetais, a cantidade de materia orgánica, carbono orgánico e nitróxeno, e a proliferación radicular, todos os cales están fortemente influídos pola actividade dos microorganismos do solo (Sopper, 1992). Un solo natural é un sistema vivo complexo que se desenvolveu durante séculos a partires das interaccións entre o material orixinario, o clima, as condicións de drenaxe e a influencia dos seres vivos, incluíndo o manexo por parte do ser humano, polo que nunha entulleira nunca será posible, excepto nas capas superiores do solo reconstruído (e aínda así só a longo prazo), que se forme un solo semellante aos naturais, nos que existe unha clara distinción entre horizontes superiores e material de partida (Allison, 1973).

## **6. Recomendacións e futura investigación**

Para rematar, daremos unha lista de temas que poden ser motivo de futura investigación, e que non puideron ser abordados en profundidade nesta Tese, pero que son de grande interese pois, por unha parte, permitirían comprobar ou rexeitar algunhas das hipóteses utilizadas para

explicar os resultados, e por outra parte axudarían a coñecer máis sobre temas pouco investigados ata o de agora.

### **Evolución da materia orgánica e a biomasa durante a compostaxe**

Os experimentos realizados lévannos a pensar que aínda queda moito que coñecer sobre os procesos de estabilización de residuos orgánicos tales como a compostaxe. Parece necesario investigar con máis detalle os aspectos microbiolóxicos e os relativos á biodegradabilidade relativa dos compostos orgánicos que conforman os residuos vexetais que se compostan. Desde o noso punto de vista, a investigación sobre as transformacións puramente químicas dalgunhas fraccións da materia orgánica non vai permitir resolver todas as incógnitas sobre este proceso. En concreto, o fraccionamento en celulosas, hemicelulosas e lignina, que non se usa comunmente na análise de compost, podería ser de grande utilidade tanto para seguir o proceso de compostaxe como para predecir a degradabilidade do compost final e a súa mineralización unha vez aplicado ao solo.

### **Efecto da adición dunha fonte de nitróxeno asimilable sobre a compostaxe de residuos lignocelulósicos**

En ocasións mestúranse os residuos vitivinícolas, e lignocelulósicos en xeral, con residuos ricos en N para acelerar o proceso de compostaxe. O fundamento é que a adición dunha fonte de N aumentará o desenvolvemento e a actividade microbiana, tendo como consecuencia un incremento da temperatura. O efecto positivo do N sobre a temperatura parece demostrada polos resultados de Ferrer et al. (2001) e Bustamante et al. (2007a, 2008b), aínda que a relación con poboacións microbianas concretas non está aínda ben estudiada.

### **Evolución a longo prazo das propiedades físicas dos lodos de lousa emendados con compost**

Neste e noutros traballos observouse que a mellora das propiedades físicas de residuos mineiros é unha tarefa difícil que precisa non só dun acondicionamento adecuado dos residuos, senón tamén dun espazo de tempo prolongado, especialmente no que se refire ás relacións entre desenvolvemento da estrutura, porosidade, capacidade de retención de auga, e condutividade hidráulica. A realización de estudos a máis longo prazo permitiría coñecer mellor os mecanismos de actuación da materia orgánica sobre estas propiedades, e saber se os cambios observados son transitorios ou permanentes.

### **Efecto da materia orgánica esóxena sobre a susceptibilidade á compactación**

Un dos aspectos menos estudados da aplicación do compost ao solo é o seu efecto sobre as propiedades xeotécnicas; en concreto, o efecto sobre a compactación é de grande interese

debido á limitación que representa para o desenvolvemento da vexetación en solos de mina e outros solos degradados. A materia orgánica debería reducir a influencia da humidade sobre a susceptibilidade á compactación, pois os solos con maior contido de materia orgánica tenden a presentar curvas de compactación máis planas (García Pita, 1985), e sería de agardar que doses crecentes de compost tivesen o mesmo efecto, aínda que este tema debe ser motivo de maior estudio.

### **Adsorción de contaminantes por compost**

No experimento de descontaminación de vinazas comprobouse que o vermicompost de bagazo presentaba unha importante capacidade de adsorción de compostos orgánicos, superior incluso á de outros materiais con maior capacidade de cambio. Por outra banda, recentemente algúns autores, están a realizar investigacións sobre a capacidade do compost para reter metais pesados e contaminantes orgánicos de diferentes tipos por fenómenos de adsorción e complexación (Kocasoy e Güvener, 2009). O noso propio grupo, no marco do proxecto “*Optimización integral del proceso de compostaje en una planta de tratamiento de RSU. Repercusión sobre sus aplicaciones agronómicas*” observou unha importante capacidade do compost de RSU para a redución da mobilidade de Cu e Pb en solos contaminados. Parece necesario, entón, estudar máis en profundidade os mecanismos polos que o bagazo e outros residuos lignocelulósicos, así como os compost elaborados a partires deles e outros materiais orgánicos en xeral, poden adsorber compostos orgánicos e metais pesados, e determinar a súa capacidade potencial para este fin.

### **Propiedades herbicidas de residuos vitivinícolas**

Os residuos vitivinícolas presentan unha importante fitotoxicidade que, se ben pode representar un problema para a súa aplicación directa aos solos de cultivo, podería ser de utilidade no control de malas herbas, e de feito, os compost inmaturos empréganse ás veces con este fin (Ozores-Hampton et al., 2005). En todo caso, este é un tema que merece maior atención, especialmente tendo en conta o posible risco ambiental derivado da aplicación ao solo de residuos sen tratar.

### **Efecto da adición de biosurfactantes na descomposición de residuos lignocelulósicos**

O emprego de biosurfactantes durante a compostaxe podería acelerar a descomposición de residuos lignocelulósicos, ao mellorar a mobilidade dos microorganismos responsables do proceso, especialmente en residuos moi hidrófobos, e incluso podería conseguirse a evolución do material en condicións de menor humidade, o que representaría unha notable vantaxe en materiais como os residuos vitivinícolas, que presentan problemas de aireación coa humidade.

---

CONCLUSIÓN





*Primeira.* O bagazo esgotado e as lías de vinificación, dous dos principais residuos da industria vitivinícola, e o bagazo hidrolizado, residuo da produción biotecnolóxica de medios de cultivo a partir do bagazo, son susceptibles de ser valorizados agronomicamente debido á súa elevada porcentaxe de materia orgánica, pero algunhas das súas propiedades (elevada acidez, salinidade, e fitotoxicidade) poderían ser prexudiciais para o solo ou o crecemento vexetal, polo que deben ser estabilizados e/ou acondicionados previamente ao seu uso, por exemplo mediante un proceso de compostaxe.

*Segunda.* O tratamento de residuos vitivinícolas mediante compostaxe pode acadar un grao adecuado de estabilización nun espazo de tempo relativamente curto (incluso dous meses), e pode carecer de etapa termófila.

*Terceira.* Os parámetros máis adecuados para seguir a evolución do proceso de compostaxe de residuos vitivinícolas son os referidos ás concentracións de materia orgánica soluble e de lignina, celulosas e hemicelulosas. Os parámetros de humificación non son adecuados para seguir a evolución do proceso de descomposición aerobia dos residuos vitivinícolas.

*Cuarta.* É posible o aproveitamento do bagazo hidrolizado mediante compostaxe, sempre que se neutralice con carbonato cálcico para incrementar o pH e reducir a salinidade. Pola súa parte, o uso das lías de vinificación en elevadas proporcións introduce problemas na compostaxe, principalmente dificultando a aireación.

*Quinta.* O tratamento mediante compostaxe ou vermicompostaxe de residuos vitivinícolas mellorou as propiedades dos residuos iniciais no que respecta á súa posible aplicación agrícola, mellorando as súas propiedades físicas, corrixindo o pH inicialmente ácido, reducindo a fitotoxicidade, e estabilizando a materia orgánica. As emendas preparadas a partir de bagazo esgotado de uva presentan propiedades adecuadas de fertilidade tanto polo seu pH como polo seu contido en nutrientes, baixas concentracións de metais tóxicos e boas propiedades físicas.

*Sexta.* Da comparación das propiedades finais dos compost e vermicompost de bagazo, observouse que o proceso de vermicompostaxe mellorou a eficacia da aireación no material, facilitando o mantemento das condicións aerobias e acelerando a degradación, dando como resultado un compost máis maduro.

*Sétima.* O aproveitamento dos residuos sólidos da industria vitivinícola mediante compostaxe non inclúe o tratamento das vinazas, que presentan como característica máis destacable unha intensa cor, sobre todas as derivadas do viño tinto. O tratamento das vinazas con diversos adsorbentes de baixo custe, incluído compost de bagazo, permitiu eliminar parte dos compostos causantes da cor, obténdose os mellores resultados despois dos tratamentos con turba de *Sphagnum* e vermicompost de bagazo.

*Oitava.* Os lodos de serrado da lousa son un material fino composto principalmente por cuarzo, clorita e moscovita, de pH lixeiramente alcalino, con falta de N e P asimilables para as plantas, materia orgánica e microorganismos, e baixas cantidades de metais pesados. Carecen de estrutura estable, e presentan permeabilidade lenta e valores altos de porosidade e auga dispoñible para as plantas.

*Novena.* As propiedades físicas dos lodos que determinan a susceptibilidade á erosión dun material, como son os límites de plasticidade e a agregación, víronse melloradas grazas á adición dos compost de bagazo, aínda que levemente, debido á dificultade que existe para producir cambios a curto prazo nestas propiedades. Así mesmo, a capacidade de retención de auga tamén se incrementou, como consecuencia do aumento no contido en materia orgánica. Estas melloras deben contribuír a reducir o risco de erosión das entulleiras de lousa, o cal é por outra banda inevitable debido á situación das mesmas case sempre en zonas de ladeira, así como á falta de estrutura e a heteroxeneidade dos materiais que as conforman.

*Décima.* A adición dos compost de bagazo aos lodos de lousa incrementou as cantidades de materia orgánica e a dispoñibilidade de nutrientes, especialmente nos casos do N, P e K. En resumo, o efecto global dos diversos compost de bagazo sobre a fertilidade dos lodos de lousa foi positivo, pois incrementáronse os contidos en materia orgánica ademais de corrixir as súas principais limitacións químicas, a falta de N e P en formas asimilables polas plantas.

*Undécima.* A actividade biolóxica dos lodos de lousa incrementouse como consecuencia da adición dos compost de bagazo, chegando a valores comparables aos existentes en solos naturais.

*Duodécima.* Como consecuencia destas melloras incrementouse de modo moi notable a produtividade vexetal dos lodos de lousa, factor este de enorme importancia por ser o destino final das mesturas e lodos e compost o seu emprego como substrato para a revexetación de entulleiras.

---

## BIBLIOGRAFÍA



- Abad, M., Noguera, F., Burés, S., 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresource Technology*, **77**, 197-200.
- Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, F., Tambone, F., 1999. Composting and humification. *Compost Science and Utilization*, **7**, 24-33.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001a. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del pH: Norma Española UNE-EN 13037*. AENOR, Madrid, 11 pp.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001b. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación de la conductividad eléctrica: Norma Española UNE-EN 13038*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001c. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: Preparación de muestras para ensayos químicos y físicos, determinación del contenido de materia seca, contenido de humedad y de la densidad aparente compactada en laboratorio: Norma Española UNE-EN 13040*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001d. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación de las propiedades físicas: densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total: Norma Española UNE-EN 13041*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2001e. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas: Norma Española UNE-EN 13039*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002a. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de elementos solubles en agua regia: Norma Española UNE-EN 13650*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002b. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de nutrientes solubles en cloruro cálcico-DTPA (CAT): Norma Española UNE-EN 13651*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002c. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: extracción de nutrientes y elementos solubles en agua: Norma Española UNE-EN 13652*. AENOR, Madrid.
- AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación), 2002d. *Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo: determinación de nitrógeno: Norma Española UNE-EN 13654-1, 13654-2*. AENOR, Madrid.
- Aggelides, S.M., Londra, P.A., 2000. Effect of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource technology*, **71**, 253-259.
- Agnew, J.M., Leonard, J.J., 2003. The physical properties of compost. *Compost Science and Utilization*, **11**, 238-264.
- Al-Asheh, S., Duvnjak, Z., 1998. Binary metal sorption by pine bark: study of equilibria and mechanisms. *Separation Science and Technology*, **33**, 1303-1329.

- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2000. Microbial biomass content and enzyme activities after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, **75**, 43-48.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of organic amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, **76**, 125-129.
- Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegarra, J., 2006. Measuring detoxification and maturity in compost made from “alperujo”, the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere*, **64**, 470-477.
- Alcañiz, J.M., 2001. Utilización de lodos de depuradoras urbanas en la restauración de canteras. En: J. Boixadera, M.R. Teira (eds.), *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universitat de Lleida, Lleida, pp. 123-141.
- Allison, F.E., 1973. *Soil organic matter and its role in crop production*. Elsevier, Amsterdam.
- Al-Mughrabi, K.I., 2006. Antibiosis ability of aerobic compost tea against foliar and tuber potato diseases. *Biotechnology*, **5**, 69-74.
- Alvarenga, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C., 2008. Evaluation of composts and liming materials in the phytoestabilization of a mine soil using perennial ryegrass. *Science of the Total Environment*, **406**, 43-56.
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., de Varennes, A., Vallini, G., Duarte, E., Cunha-Queda, A.C., 2009. Organic residues as immobilizing agents in aided phytoestabilization: (II) Effects on soil biochemical and ecotoxicological characteristics. *Chemosphere*, **74**, 1301-1308.
- Álvarez, A., Teijeiro, T., Mezquita, F., Gil-Sotres, F., Seoane, S., Leirós, M.C., Trasar, M.C., 2000. *Estudio de viabilidad de los lodos de pizarra y su aprovechamiento como elemento de restauración*. Calfensa Medioambiente, Santiago de Compostela.
- Alves, L.A., Felipe, M.G.A., Silva, J.B.A.E., Silva, S.S., Prata, A.M.R., 1998. Pretreatment of sugarcane bagasse hemicellulose hydrolysate for xylitol production by *Candida guilliermondii*. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **70-72**, 89-98.
- Andreottola, G., Foladori, P., Nardelli, P., Denicolo, A., 2005. Treatment of winery wastewater in a full-scale fixed bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, **51**, 71-81.
- Angers, D.A., 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.
- Annabi, M., Houot, S., Francou, C., Poitrenaud, M., Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban waste composts of different maturities. *Soil Science Society of America Journal*, **71**, 413-423.
- Ansorena, J., 1994. *Sustratos. Propiedades y caracterización*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Anuario de Estadística Agraria 2003*. Consellería de Medio Rural.

- Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Bierman, P., Welch, C., Metzger, J.D., 2004. Influences of vermicomposts on field strawberries: 1. Effects on growth and yields. *Bioresource Technology*, **93**, 145-153.
- Arancon, N.Q., Edwards, C.A., Babenko, A., Cannon, J., Galvis, P., Metzger, J.D., 2008. Influences of vermicomposts, produced by earthworms and microorganisms from cattle manure, food waste and paper waste, on the germination, growth and flowering of petunias in the greenhouse. *Applied Soil Ecology*, **39**, 91-99.
- Archer, J.R., 1975. Soil consistency. En: *Soil physical conditions and crop production. Technical Bulletin n° 29*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Londres, pp. 289-297.
- Arias, M., 1994. *Influencia del hierro y el aluminio en la estabilidad estructural*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Arias, M., Barral, M.T., Díaz-Fierros, F., 1999a. Effects of organic matter, iron and aluminium on soil structural stability. En: J. Berthelin, P.M. Huang, J-M. Bollag, F. Andreux (eds.), *Effect of mineral-organic-microorganism interactions on soil and freshwater environments*. Kluwer Academic, New York, pp. 79-88.
- Arias, M., López, E., Núñez, A., Rubinos, D., Barral, M.T., Díaz-Fierros, F., 1999b. Adsorption of methylene blue by red mud, an oxide-rich byproduct of bauxite refining. En: J. Berthelin, P.M. Huang, J.M. Bollag e F. Andreux (eds.), *Effect of mineral-organic-microorganism interactions on soil and freshwater environments*. Kluwer Academic-Plenum Publishers, New York, pp. 361-365.
- Arias, M., López, E., Fernández, D., Soto, B., 2004. Copper distribution and dynamics in acid vineyard soils treated with copper-based fungicides. *Soil Science*, **169**, 796-805.
- Arias-Estévez, M., Nóvoa-Muñoz, J.C., Pateiro, M., López-Periago, E.J., 2007. Influence of aging on copper fractionation in an acid soil. *Soil Science*, **172**, 225-232.
- Armstrong, J., Armstrong, W., 1999. *Phragmites* die-back: toxic effects of propionic, butyric and caproic acids in relation to pH. *New Phytologist*, **142**, 201-217.
- Arvanitoyannis, I.S., Ladas, D., Mavromatis, A., 2006. Potential uses and applications of treated wine waste: a review. *International Journal of Food Science and Technology*, **41**, 475-487.
- Atiyeh, R.M., Lee, S., Edwards, C.A., Arancon, N.Q., Metzger, J.D., 2002. The influence of humic acids derived from earthworm-processed organic wastes on plant growth. *Bioresource Technology*, **84**, 7-14.
- Atterberg, A., 1911. Die plastizität der tone. *Internationale Mitteilungen für Bodenkunde*, **1**, 10-43.
- Atterberg, A., 1912. Die konsistenz und die bindigkeit der boden. *Internationale Mitteilungen für Bodenkunde*, **2**, 149-189.
- Baez, J.M., Orallo, A., Gómez, C., Paradelo, R., 2005. *Experiencia piloto para la implantación de un programa de compostaje doméstico en viviendas unifamiliares rurales y semiurbanas del municipio del Barco de Valdeorras (Orense)*. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Bagatto, G., 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.
- Baran, A., Çayci, G., Kütük, C., Hartmann, R., 2001. Composted grape marc as growing medium for hypostases (*Hypostases phyllostagya*). *Bioresource Technology*, **78**, 103-106.
- Barceló, J., Poschenrieder, C., 1992. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. *Suelo y Planta*, **2**, 345-361.
- Barnhisel, R.I., 1988. Fertilization and management of reclaimed lands. En: L.R. Hossner (ed.), *Reclamation of surface-mined lands. Volume II*. CRC Press, Boca Raton, pp. 1-15.
- Barral, M.T., Arias, M., Guérif, J., 1998. Effects of iron and organic matter on the porosity and structural stability of soil aggregates. *Soil and Tillage Research*, **46**, 261-272.
- Barral, M.T., Dominguez, M., Díaz-Fierros, F., 2004. Usos del compost y papel de la materia orgánica del suelo; la situación gallega. Xornadas da Universidade da Coruña *A xestión dos residuos na Galiza e na UE*, Santa Cruz, 21-22 de outubro de 2004.
- Barral, M.T., Silva, B., García-Rodeja, E., Vazquez, N., 2005. Reutilization of granite powder as an amendment and fertilizer for acid soils. *Chemosphere*, **61**, 993-1002.
- Barral, M.T., Moldes, A.B., Cendón, Y., Díaz-Fierros, F., 2006. Residuos sólidos urbanos gallegos compostados como alternativa económica a la turba para la elaboración de sustratos. *Residuos*, **89**, 44-49.
- Barral, M.T., Buján, E., Devesa, R., Iglesias, M.L., Velasco-Molina, M., 2007a. Comparison of the structural stability of pasture and cultivated soils. *Science of the Total Environment*, **378**, 174-178.
- Barral, M.T., Moldes, A.B., Cendón, Y., Díaz-Fierros, F., 2007b. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. *Waste Management and Research*, **25**, 99-108.
- Barral Silva, M.T., Paradelo Núñez, R., Gonçalves Ageitos, A., Santiso Carral, X., Blanco Heras, D., López Álvarez, N., 2008. Resultados del programa de compostaje doméstico de la Universidad de Santiago de Compostela. *Residuos*, **108**, 54-59.
- Barral, M.T., Paradelo, R., Moldes, A.B., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F., 2009. Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain. *Resources, Conservation, and Recycling*, en prensa.
- Barreira, L.P., Philippi Junior, A., Rodrigues, M.S., Tenório, J.A.S., 2008. Physical analyses of compost from composting plants in Brazil. *Waste Management*, **28**, 1417-1422.
- Barrena, R., Vázquez, F., Sánchez, A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management and Research*, **24**, 37-47.
- Barrena, R., Vázquez, F., Sánchez, A., 2008. Dehydrogenase activity as a method for monitoring the composting process. *Bioresource Technology*, **99**, 905-908.
- Barrington, S.F., Madromootoo, C.A., 1989. Investigating seal formation from manure infiltration into soils. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **32**, 851-856.



- Barros Lorenzo, J.C., 1989. Nuevos datos geológicos y cartográficos sobre el flanco Sur del Sinclinorio de Truchas. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, **14**, 93-116.
- Bazzoffi, P., Pellegrini, S., Rocchini, A., Morandi, M., Graselli, O., 1998. The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. *Soil Tillage and Research*, **48**, 275-286.
- Bear, J. 1972. *Dynamics of fluids in porous media*. Elsevier, New York.
- Beckett, P.H.T., Davis, R.D., 1977. Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytologist*, **79**, 95-106.
- Beltrán de Heredia, J., Torregrosa, J., Domínguez, J.R., Partido, E., 2005. Degradation of wine distillery wastewaters by the combination of aerobic biological treatment with chemical oxidation by Fenton's. *Water Science and Technology*, **51**, 167-175.
- Benefield, C.B., Howard, P.J.A., Howard, D.M., 1977. The estimation of dehydrogenase activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **9**, 67-70.
- Benítez, E., Sainz, H., Melgar, R., Nogales, R., 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. *Waste Management and Research*, **20**, 134-142.
- Benítez, E., Sainz, H., Nogales, R., 2005. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. *Bioresource Technology*, **96**, 785-790.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., Palma, R.M., 2003. Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of Soils*, **37**, 184-189.
- Benito Rueda, M.E., 1988. *Iniciación al estudio de la estructura de los suelos de Galicia y de sus procesos de degradación*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Benito Rueda, M.E., Díaz-Fierros, F., 1992. Effects of cropping on the structural stability of soils rich in organic matter. *Soil and Tillage Research*, **23**, 153-161.
- Berga, A., González, M., 2001. Estrategias de minimización de vertidos en el sector agroalimentario. *Alimentación, Equipos y Tecnología*, **158**, 95-102.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, **63**, 91-99.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management and Research*, **1**, 157-176.
- Bertrán, E., Sort, X., Soliva, M., Trillas, I., 2004. Composting winery wastes: sludges and grape stalks. *Bioresource Technology*, **95**, 203-208.
- Bess, V.H., 2000. Understanding compost tea. *BioCycle*, **October**, 71-72.
- Bilderbarck, T.E., Warren, S.L., Owen Jr., J.S., Albano, J.P., 2005. Healthy substrates need physicals too! *HortTechnology*, **14**, 747-751.
- Bisdorn, E.B.A., Dekker, L.W., Schoute, J.F.Th., 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma*, **56**, 105-118.

- Blanco, M., Taboada Castro, J., Martínez-Alegría López, R., 1989. Incidencia de las características mineralógicas y texturales en algunas propiedades de las pizarras de techar. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, **14**, 247-254.
- Bleschmidt, R., Schaaf, W., Hüttl, R.F., 1999. Soil microcosm experiments to study the effects of waste material application on nitrogen and carbon turnover on lignite mine spoils in Lusatia (Germany). *Plant and Soil*, **213**, 23-30.
- Boels, D., 1982. Physical soil degradation in the Netherlands. En: D. Boels, B.D. Davies, A.E. Johnston (eds.), *Soil degradation*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 47-65.
- Bohn, H.L., McNeal, B.L., O'Connor, G.A., 1993. *Química del suelo*. Editorial Limusa - Grupo Noriega Editores, México D.F., 370 pp.
- Bolan, N.S., Baskaran, S., Thiagarajan, S., 1996. An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manures, sludges, and stream water. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **27**, 2723-2737.
- de Boodt, M., Verdonck, O., 1972. The physical properties of the substrates in horticulture. *Acta Horticulturae*, **26**, 37-44.
- Bookter, T.J., Ham, R.K., 1982. Stabilization of solid waste in landfills. *Journal of Environmental Engineering*, **108**, 1089-1100.
- Borradaile, G.J., Henry, B., 1997. Tectonic applications of magnetic susceptibility and its anisotropy. *Earth-Science Reviews*, **42**, 49-93.
- Bouhier, A., 1979. *La Galice. Essai géographique d'analyse et d'interprétation d'un vieux complexe agraire*. Université de Poitiers, La Roche-sur-Yon.
- Boutinguiza, M., Pou, J., Lusquiños, F., Quintero, F., Soto, R., Pérez-Amor, M., Watkins, K., Steen, W.M., 2002. CO<sub>2</sub> laser cutting of slate. *Optics and Lasers in Engineering*, **37**, 15-25.
- Box, G.E.P., Hunter, W.G., Hunter, J.S., 1978. *Statistic for experimenters: an introduction to design, data analysis and model building*. John Wiley, New York.
- Brinton, W.F., 1998. Volatile organic acids in compost: production and odorant aspects. *Compost Science and Utilization*, **6**, 75-82.
- Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B., 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *BioCycle*, **36**, 64-69.
- British Geological Survey, 2005. *Building and roofing stone. Mineral profile*. Office of the Deputy Prime Minister, Londres, 25 pp.
- Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, **124**, 3-22.
- Brubaker, S.C., Holzhey, C.S., Brasher, B.R., 1992. Estimating the water-dispersible clay content of soils. *Soil Science Society of America Journal*, **56**, 1227-1232.
- Buckman, H.O., N.C. Brady., 1969. *The Nature and Properties of Soils*. MacMillan, Londres.
- Bueno Márquez, P., Díaz Blanco, M.J., Cabrera Capitán, F., 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: J. Moreno, R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 93-109.
- Burés, S., 1997. *Sustratos*. Ediciones Agrotécnicas, Madrid.
- Burke, W., Gabriels, D., Bruma, J., 1986. *Soil structure assessment*. A.A. Balkema, Rotterdam, 92 pp.

- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A., Pérez-Murcia, M.D., 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterisation of nutrient and hazardous components. *Water Science and Technology*, **51**, 145-151.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., Pérez Espinosa, A., Bernal, M.P., 2007a. Co-composting of distillery and winery wastes with sewage sludge. *Water Science and Technology*, **56**, 187-192.
- Bustamante, M.A., Pérez-Murcia, M.D., Paredes, C., Moral, R., Pérez Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., 2007b. Short-term carbon and nitrogen mineralisation in soil amended with winery and distillery organic wastes. *Bioresource Technology*, **98**, 3269-3277.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D., 2008a. Agrochemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. *Waste Management*, **28**, 372-380.
- Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., Moreno, J., 2008b. Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. *Bioresource Technology*, **99**, 7299-7306.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., Moral, R., 2008c. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost maturity. *Chemosphere*, **72**, 551-557.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Agulló, E., Pérez-Murcia, M.D., Abad, M., 2008d. Composts from distillery wastes as peat substitutes for transplant production. *Resources, Conservation and Recycling*, **52**, 792-799.
- Bustos, G., Moldes, A.B., Cruz, J.M., Domínguez, J.M., 2004. Evaluation of vinification lees as a general medium for *Lactobacillus* strains. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **52**, 5233-5239.
- Bustos, G., Moldes, A.B., Cruz, J.M., Domínguez, J.M., 2005. Production of lactic acid from vine-trimming wastes and viticulture lees using a simultaneous saccharification fermentation method. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **85**, 466-472.
- Butler, T.A., Sikora, L.J., Steinhilber, P.M., Douglas, L.W., 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 2141-2148.
- Calero, N., Barrón, V., Torrent, J., 2008. Water dispersible clay in calcareous soils of southwestern Spain. *Catena*, **74**, 22-30.
- Calvo de Anta, R., Macías Vázquez, F., Riveiro Cruz, A., 1992. *Aptitud agronómica de los suelos de la provincia de La Coruña (Cultivos, pinos, robles, eucaliptos y castaños)*. Diputación Provincial, A Coruña.
- Cambronero, L., Ruíz-Román, J.M., Ruíz Prieto, J.M., 2005. Obtención de espumas a partir de residuos de pizarra. *Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio*, **44**, 368-372.
- 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.
- Campos, E., 2008. Programa de compostaje doméstico en la comarca ourensana do Ribeiro (Galicia). I Jornadas de la Red Española de Compostaje (REC). Barcelona, 6-9 de febrero de 2008.

- Campos, M., Velasco, F., Martínez, M.A., Torralba, J.M., 2004. Recovered slate waste as a raw material for manufacturing sintered structural piles. *Journal of the European Ceramic Society*, **24**, 811-819.
- Canellas, L.P., Olivares, F.L., Okorokova, A.L., Facanha, A.R., 2000. Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma H<sup>+</sup>-ATPase activity in maize roots. *Plant Physiology*, **30**, 1951-1957.
- Cao, X., Ma, L.Q., 2004. Effects of compost and phosphate on arsenic accumulation from soils near pressure-treated wood. *Environmental Pollution*, **132**, 435-442.
- Carballo, T., Patterson, C., Menacho, S., Aller, A., 2005. Análisis de la fitotoxicidad de té de compost. II Congreso sobre Residuos Biodegradables y Compost, Sevilla, 20-21 de outubro de 2005.
- Cárdenes, V., Monterroso, M.C., 2008. *Informe final do proxecto "Desenvolvemento dunha metodoloxía para a protección da pizarra para cubertas fronte á oxidación"*. Fundación Centro Tecnolóxico da Pizarra, Sobradelo, 169 pp.
- Cárdenes, V., de la Horra, R., Monterroso, M.C., Pais, V., García-Guinea, J., 2008. Depósitos de pizarras para cubiertas en la Península Ibérica. VII Congreso Geológico de España, Las Palmas, 14-18 de xuño de 2008.
- Carmona Chiara, E., Abad Berján, M., 2008. Aplicación del compost en viveros y semilleros. En: J. Moreno, R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 397-424.
- Carpenter-Boggs, L., Kennedy, A.C., Reganold, J.P., 2000. Organic and biodynamic management: effects on soil biology. *Soil Science Society of America Journal*, **64**, 1651-1659.
- Carre, E., 1982. *Recherches sur la croissance des bactéries lactiques en vinification. Désacidification biologique des vins*. Tese Doutoral. Universidade de Burdeos, Burdeos.
- Carter, M.R., 2007. Long-term influence of compost on available water capacity of a fine sandy loam in a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, **87**, 535-539.
- Carter, M.R., Sanderson, J.B., MacLeod, J.A., 2004. Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, **84**, 211-218.
- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., Melis, P., 2005. Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management*, **25**, 209-213.
- Catarino, L., Sousa, J., Martins, J.M., Vieira, M.T., Oliveira, M.M., 2003. Ceramic products obtained from rock wastes. *Journal of Materials Processing Technology*, **143-144**, 843-845.
- Celik, I., Ortas, I., Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, **78**, 59-67.
- Cendón, Y., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2008. Evaluation of municipal solid waste compost as a growing media component for potted plant production. *Acta Horticulturae*, **779**, 591-598.
- Chan, L.S., Yeung, C.H., Yim, W.W.-S., Or, O.L., 1998. Correlation between magnetic susceptibility and distribution of heavy metals in contaminated sea-floor sediments of Hong Kong Harbour. *Environmental Geology*, **36(1-2)**, 77-86.

- Chanyasak, V., Hirai, M., Kubota, H., 1982. Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage. *Journal of Fermentation Technology*, **53**, 215–219.
- Charlesworth, S.M., Lees, J.A., 2001. The application of some mineral magnetic measurements and heavy metal analysis for characterizing fine sediments in an urban catchment, Coventry, UK. *Journal of Applied Geophysics*, **48**, 113-125.
- Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M., 1977. Information provided on humic substances by E<sub>4</sub>/E<sub>6</sub> ratios. *Soil Science Society of America Journal*, **41**, 352-358.
- Chen, Y., Inbar, Y., Hadar, Y., 1988. Composted agricultural wastes as potting media for ornamental plants. *Soil Science*, **145**, 298-303.
- Chen, Y., Chefetz, B., Hadar, Y., 1996. Formation and properties of humic substances originating from compost. En: M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, T. Papi (eds.), *The Science of Composting*. Blackie Academic & Professional, UK, pp. 382-393.
- Chenu, C., Le Bissonnays, Y., Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, **64**, 1479-1486.
- Cheung, K.C., Venkitachalam, T.H., Scott, W.D., 1994. Selecting soil amendment materials for removal of phosphorus. *Water Science and Technology*, **30**, 247-256.
- Chica Pérez, A.F., García Morales, J.L., 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: J. Moreno e R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 141-164.
- Chichester, F.W., Smith, S.J., 1983. Biological cycling of <sup>15</sup>N-labeled fertilizer nitrogen in lignite minesoil materials. *Soil Science Society of America Journal*, **47**, 676-682.
- Chiu, K.K., Ye, Z.H., Wong, M.H., 2006. Growth of *Vetiveria zizanoides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: a greenhouse study. *Bioresource Technology*, **97**, 158-170.
- Christofi, N., Ivshina, I.B., 2002. Microbial surfactants and their use in field studies of soil remediation. *Journal of Applied Microbiology*, **93**, 915-929.
- Clark, D.A., Tonkin, C. 1994. Magnetic anomalies due to pyrrhotite: examples from the Cabar area, NSW Australia. *Journal of Applied Geophysics*, **32**, 11-32.
- Cogger, C.G., 2005. Potential compost benefits for restoration of soils disturbed by urban development. *Compost Science and Utilization*, **13**, 243-251.
- Cohen, A.D., Rollins, M.S., Zunic, W.M., Durig, J.R., 1991. Effects of chemical and physical differences in peats on their ability to extract hydrocarbons from water. *Water Research*, **25**, 1047-1060.
- Comisión das Comunidades Europeas, 2001. *Working Document on Biological Treatment of Biowaste, 2nd draft*. Bruxelas, 22 pp.
- Comisión das Comunidades Europeas, 2002. *Hacia una estrategia temática para la protección del suelo*. Comunicación ao Consello, o Parlamento Europeo, o Comité Económico e Social e o Comité das Rexións COM/2002/0179, Bruxelas.
- Consellería de Medio Ambiente, 2005. Instrución técnica de residuos ITR/01.0/04, do 2 de xuño de 2005, da Dirección Xeral de Calidade e Avaliación Ambiental, referente á xestión de residuos de elaboración de rocas ornamentais. *Diario Oficial de Galicia*, **113**, 10326-10330.

- Cooperband, L.R., Stone, A.G., Fryda, M.R., Ravet, J.L., 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science and Utilization*, **11**, 113-124.
- Cottenie, A., 1980. *Soil and plant testing as a basis of fertilizer recommendations*. Soils Bulletin No. 38/2, FAO, Roma, 116 pp.
- Cottenie, A., Van de Maele, F., 1982. Absorption capacity of soils for organic matter. En: D. Boels, B.D. Davies, A.E. Johnston (eds.), *Soil degradation*. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 223-239.
- Crini, G., 2006. Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: A review. *Bioresource Technology*, **97**, 1061-1085.
- Cruz, J.M., Domínguez, H., Parajó, J.C., 2004. Assessment of the production of antioxidants from winemaking waste solids. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **52**, 5612-5620.
- Curtin, J.S., Mullen, G.J., 2007. Physical properties of some intensively cultivated soils of Ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation and Development*, **18**, 355-368.
- Curtis, M.J., Claassen, V.P., 2009. Regenerating topsoil functionality in four drastically disturbed soil types by compost incorporation. *Restoration Ecology*, **17**, 24-32.
- Dalzell, H.W., Biddelstone, A.J., Gray, K.R., Thuraiarajan, K., 1987. *Soil management: compost production and use in tropical and subtropical environments*. FAO, Roma.
- Day, M., Shaw, K., 2005. Procesos biológicos, químicos y físicos del compostaje. En: P.J. Stoffella, B.A. Kahn (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 17-49.
- Degens, B.P., 1997. Macro-aggregation of soils by biological bonding and binding mechanisms and the factores affecting them: a review. *Australian Journal of Soil Research*, **35**, 431-459.
- Delgado, J., Juncosa, R., 2005. Estudio de los residuos de corte de granito ("serrines") en relación con sus características como residuo, su potencial contaminante y aplicaciones prácticas en ingeniería civil. *Revista da Real Academia Galega das Ciencias*, **XXIV**, 73-258.
- Delschen, T., 1999. Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant and Soil*, **213**, 43-54.
- Derbyshire, F., Andrews, R., Jacques, D., Jagloyen, M., Kimber, G., Rantelle, T., 2001. Synthesis of isotropic carbon fibers and activated carbon fibers from pitch precursors. *Fuel*, **80**, 345-356.
- Desenfant, F., Petrovsky, E., Rochette, P., 2004. Magnetic signature of industrial pollution on stream sediments and correlation with heavy metals: case study from South France. *Water, Air and Soil Pollution*, **152**, 297-312.
- Devesa, R., Moldes, A.B., Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2007. Extraction study of algal pigments in river bed sediments by applying factorial designs. *Talanta*, **72**, 1546-1551.
- Dexter, A.R., Bird, N.R.A., 2001. Methods for predicting the optimum and the range of soil water contents for tillage based on the water retention curve. *Soil and Tillage Research*, **57**, 203-212.
- Diáñez, F., Santos, M., Boix, A., de Cara, M., Trillas, I., Avilés, M., Tello, J.C., 2006. Grape marc compost suppressiveness of plant pathogenic fungi: role of siderophores. *Compost Science and Utilization*, **14**, 48-53.
- Díaz, M.J., Madejón, E., López, F., López, R., Cabrera, F., 2002. Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochemistry*, **37**, 1143-1150.

- Díaz, M.J., Madejón, E., Cabrera, F., Jiménez, L., De Bertoldi, M., 2004. Using a second-order polynomial model to determine the optimum vinasse-grape marc ratio for in-vessel composting. *Compost Science and Utilization*, **12**, 273-279.
- Díaz-Fierros, F., 1999. A materia orgánica nos solos de Galicia. En: M. Soto (ed.), *A compostaxe de residuos*. ADEGA, Santiago, pp. 51-57.
- Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2002. A aposta científica pola compostaxe. *Tempos novos*, **66**, 40-43.
- Díaz-Raviña, M., Acea, M.J., Carballas, T., 1995. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, **19**, 220-226.
- Dinel, H., Lévesque, P.E.M., Jambu, P., Righi, D., 1992. Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal*, **56**, 1455-1463.
- Dix, N.J., Webster, J., 1995. *Fungal ecology*. Chapman and Hall, Cambridge.
- Dollhopf, D.J., Postle, R.C., 1988. Physical parameters that influence successful minesoil reclamation. En: L.R. Hossner (ed.), *Reclamation of surface-mined lands. Volume I*. CRC Press, Boca Raton, pp. 81-104.
- Domeizel, M., Khalil, A., Prudent, P., 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology*, **94**, 177-184.
- Domínguez, J., Mato, S., 2001. Principios básicos da compostaxe. En: M. Soto, A. de Vega (eds.), *Tratamento de residuos sólidos urbanos*. Universidade da Coruña, A Coruña, pp. 153-169.
- Domínguez, M., 2003. *Avaliación do compost como emenda orgánica en solos de cultivo de Galicia*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 342 pp.
- Domínguez, M., Barral, M.T., Arias, M., Díaz-Fierros, F., 2002. Biological degradation due to the decrease in the use of organic fertilizers in Galicia (NW of Spain). En: Rubio, J.L., Morgan, R.P.C., Asins, S., Andreu, V. (Eds.), *Man and Soil at the Third Millennium. Volume 2*. European Society for Soil Conservation, Logroño (Spain), pp. 1511-1523.
- Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebeg, M.A., 1996. Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy*, **56**, 1-54.
- Doran, J.W., Jones, A.J., Arshad, M.A., Gilley, J.E., 1999. Determinants of soil quality and health. En: R. Lal (ed.), *Soil quality and soil erosion*. Soil and Water Conservation Society, CRC Press, Boca Raton, pp. 17-36.
- Dubois, M., Illes, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A., Smith, F., 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry*, **28**, 350-356.
- Duchaufour, P., 1987. *Manual de edafología*. Toray-Masson, Paris.
- Edwards, C.A., 1995. Historical overview of vermicomposting. *Biocycle*, **36**, 56-58.
- Edwards, L., Burney, J.R., Richter, G., MacRae, A.H., 2000. Evaluation of compost and straw mulching on soil-loss characteristics in erosion plots of potatoes in Prince Edward Island, Canada. *Agriculture, Ecosystems and the Environment*, **81**, 217-222.
- Elvira Peña, C., 1994. *Vermicompostaje de residuos orgánicos. Su aplicación a lodos generados por la industria papelera*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

- Elvira, C., Dominguez, J., Sampedro, L., Mato, S., 1995. Vermicomposting for the paper pulp industry. *Biocycle*, **36**, 62-63.
- Emino, E.R., Warman, P.R., 2004. Biological assay for compost quality. *Compost Science and Utilization*, **12**, 342-348.
- Emmerling, C., 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**, 396-497.
- Emmerling, C., Liebner, C., Haubold-Rosar, M., Katur, J., 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.
- Engels, F., 1876. *Dialéctica de la Naturaleza*. Ediciones Vanguardia Obrera, S.A., Madrid, 73 pp.
- Estado Español, 1973. Lei 22/1973, de 21 de julio, de minas. *BOE* núm. 189, de 24/7/1973.
- Estado Español, 1982. Real Decreto 2994/1982, de 15 de outubro, sobre restauración do espazo natural afectado por actividades mineiras. *BOE* núm. 274, de 15/11/82.
- Estado Español, 2001. Resolución de 27 de novembro de 2001 pola que se dispón a publicación do Protocolo Xeral de Colaboración entre a Xunta de Galicia, o Ministerio de Medio Ambiente e a Asociación Galega de Pizarristas para o desenvolvemento de actuacións de restauración hidrolóxico-forestal das áreas afectadas por antigas entulleiras de lousa na Comunidade Autónoma de Galicia. *BOE* núm. 298 de 13/12/2001, pp. 47120-47121.
- F.A.O. (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), 1967. *La erosión del suelo por el agua*. FAO, Roma.
- F.A.O. (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), 2002. *FAO Production Yearbook, 2000*. FAO, Roma.
- F.A.O. (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación), 2006. *World Reference Base for Soil Resources 2006*. FAO, Roma.
- Farinella, N.V., Matos, G.D., Arruda, M.A.Z., 2007. Grape bagasse as a potential biosorbent of metals in effluent treatments. *Bioresource Technology*, **98**, 1940-1946.
- Farini, A., Gigliotti, C., Vandoni, M.V., 1988. Evaluation of the dehydrogenase activity of the soil. *Annual Microbiology*, **38**, 223-229.
- Faucette, L.B., Risse, L.M., Nearing, M.A., Gaskin, J.W., West, L.T., 2004. Runoff, erosion and nutrient losses from compost and mulch blankets under simulated rainfall. *Journal of Soil and Water Conservation*, **59**, 164-170.
- FCQAO (Federal Compost Quality Assurance Organization), 1994. *Methods book for the analysis of compost*. Abfall Now e.V. Publishing House, Stuttgart, 123 pp.
- Federación Española de la Piedra Natural, 2003. China y su repercusión en el mercado de la piedra natural. *Piedra Natural*, **dicembro**, 6-8.
- Federación Española de la Piedra Natural, 2005. *Informe del sector de la piedra natural 2004*. FDP, Madrid, 82 pp.
- Federación Española de la Piedra Natural, 2007. *Informe sectorial de la piedra natural 2006. Ámbito nacional*. FDP, Madrid, 47 pp.



- Fernández, F.J., Sánchez-Arias, V., Villaseñor, J., Rodríguez, L., 2008. Evaluation of carbon degradation during co-composting of exhausted grape marc with different biowastes. *Chemosphere*, **73**, 670-677.
- Fernández-Bayo, J.D., Nogales, R., Romero, E., 2007. Improved retention of imidacloprid (Confidor®) in soils by adding vermicompost from spent grape marc. *Science of the Total Environment*, **378**, 95-100.
- Ferrer, J., Páez, G., Mármol, Z., Ramones, E., Chandler, C., Marín, M., Ferrer, A., 2001. Agronomic use of biotechnologically processed grape wastes. *Bioresource Technology*, **76**, 39-44.
- Flavel, T.C., Murphy, D.V., Lalor, B.M., Fillery, I.R.P., 2005. Gross N mineralization rates after application of composted grape marc to soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 1397-1400.
- Forge, T.A., Hogue, E., Neilsen, G., Neilsen, D., 2003. Effects of organic mulches on soil microflora in the root zone of apple: implications for nutrient fluxes and functional diversity of the soil food web. *Applied Soil Ecology*, **22**, 39-54.
- Forsythe, W., 1980. *Física de suelos. Manual de laboratorio*. IICA, San José.
- Fortim, J., Karam, A., 1998. Effect of a commercial peat moss-shrimp wastes compost on puciniella growth in red mud. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, **12**, 105-109.
- Fradinho, D.M., Pascoal Neto, C., Evtuguin, D., Jorge, F.C., Irle, M.A., Gil, M.H., Pedrosa de Jesus, J., 2002. Chemical characterisation of bark and of alkaline bark extracts from maritime pine grown in Portugal. *Industrial Crops and Products*, **16**, 23-32.
- Fraser, J., McBride, R.A., 2000. The utility of aggregate processing fines in the rehabilitation of dolomite quarries. *Land Degradation and Development*, **11**, 1-17.
- Frossard, E., Skrabal, P., Sinaj, S., Bangerter, F., Traoré, O., 2002. Forms and exchangeability of inorganic phosphate in composted solid organic wastes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **62**, 103-113.
- Gadepalle, V.P., Ouki, S.K., Van Herwijnen, R., Hutchings, T., 2007. Immobilization of heavy metals in soil using natural and waste materials for vegetation establishment on contaminated sites. *Soil and Sediment Contamination*, **16**, 233-251.
- Gadepalle, V.P., Ouki, S.K., Hutchings, T., 2009. Remediation of copper and cadmium in contaminated soils using compost with inorganic amendments. *Water, Air, and Soil Pollution*, **196**, 355-368.
- Gajdos, R., 1997. Effects of two composts and seven commercial cultivation media on germination and yield. *Compost Science and Utilization*, **5**, 16-37.
- Gallander, J.F., Peng, A.C., 1980. Lipid fatty acid compositions of different grape types. *American Journal of Enology and Viticulture*, **31**, 24-27.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ayuso, M., 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **23**, 1501-1512.
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. *Bioresource Technology*, **83**, 81-87.

- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A., 2005. Organic matter transformations involved in degradation and humification processes during composting. *Compost Science and Utilization*, **13**, 127-135.
- García-Guinea, J., Lombardero, M., Roberts, B., Taboada, J., 1997. Spanish roofing slate deposits. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy Section B: Applied Earth Science*, **106**, 205-214.
- García-Guinea, J., Cárdenes, V., Lombardero, M., Desiloniz, M.I., 2002. Determinación de sulfuros de hierro en pizarras para cubiertas del noroeste de España. *Materiales de Construcción*, **266**, 55-63.
- García Pita, M.C., 1985. *Iniciación al estudio de la compactación en los suelos gallegos*. Tesina de Licenciatura, USC, Santiago de Compostela.
- García Yáñez, F., 2005. *O Barco e a Terra de Valdeorras durante a II República e o Franquismo (1931-1977)*. Edicións A Nosa Terra, Vigo.
- Garg, V.K., Amita, M., Kumar, R., Gupta, R., 2004. Basic dye (methyl blue) removal from simulated wastewater by adsorption using Indian Rosewood sawdust: a timber industry waste. *Dyes and Pigments*, **63**, 243-250.
- Garzón, E., García, V.M., González, F., García, J.R., 2006. Método alternativo en el proceso de recuperación de escombreras de pizarra. *Boletín del Instituto Tecnológico de la Pizarra*, **6**, 19-27.
- Gea, T., Artola, A., Sort, X., Sánchez, A., 2005. Composting of residuals produced in the Catalan wine industry. *Compost Science and Utilization*, **13**, 168-174.
- Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 1231-1243.
- Gigliotti, G., Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., 2002. Differences in the chemical composition of dissolved organic matter from waste material of different sources. *Biology and Fertility of Soils*, **36**, 321-329.
- Gillman, G. P., Bruce, R. C., Davey, B. G., Kimble, J. M., Searle, P. L., Skjemstad, J. O., 1983. A comparison of methods used for determination of cation exchange capacity. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **14**, 1005-1014.
- Giovanni, G., Lucchesi, S., 1984. Differential thermal analysis and infrared investigations on soil hydrophobic substances. *Soil Science*, **137**, 457-463.
- Girard, B., Mazza, G., 1998. Productos funcionales derivados de las uvas y de los cítricos. En: G. Mazza (ed.), *Alimentos funcionales. Aspectos bioquímicos y de procesado*. Acribia, Zaragoza, pp. 141-192.
- Giusquiani, P., Marucchini, C., Businelli, D., 1988. Chemical properties of soil amended with compost of urban waste. *Plant and Soil*, **109**, 73-78.
- Given, P.H., Spackman, W., Painter, P.C., Rhoads, C.A., Ryan, N.J., Alemany, L., Pugmire, R.J., 1984. The fate of cellulose and lignin in peats: an exploratory study of the input to coalification. *Organic Geochemistry*, **6**, 399-407.
- Goldstein, N., Gray, K., 1999. Biosolids composting in the United States. *BioCycle*, **40(1)**, 63-75.

- Gómez, X., Díaz, M.C., Cooper, M., Blanco, D., Morán, A., Snape, C.E., 2007. Study of biological stabilization process of cattle and poultry manure by thermogravimetric analysis and  $^{13}\text{C}$  NMR. *Chemosphere*, **68**, 1889-1897.
- Gong, P., 1997. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and the TTC assay under their optimum conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, **29**, 211-214.
- González Cinieza, C., Taboada Castro, J., Menéndez Díaz, A., Álvarez Virgil, A.E., 1997. Geological risks in slag heaps of roofing slate in Spain. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, **11**, 145-150.
- González Ferreira, X.A., Centeno Ameijeiras, F.X., 1999. Aplicación agrícola de compost da fracción orgánica dos RSU. En: M. Soto (ed.), *A compostaxe de residuos*. ADEGA, Santiago, pp. 41-50.
- Goyal, S., Dhull, S.K., Kapoor, K.K., 2005. Chemical and microbiological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, **96**, 1584-1591.
- Graham, M.H., Haynes, R.J., 2004. Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of the soil microflora as indicators of the rehabilitation of mined sand dunes. *Biology and Fertility of Soils*, **39**, 429-437.
- Grant, W.H., 1969. Abrasion pH, an index of chemical weathering. *Clays and Clay Minerals*, **17**, 151-155.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E., Dwyer, L.M., 1997. Biological attributes of soil quality. En: E.G. Gregorich, M.R. Carter (eds.), *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 81-113.
- Gryndler, M., Sudová, Püschel, D., Rydlová, J., Janousková, M., Vosátka, M., 2008. Cultivation of high-biomass crops on coal mine spoil banks: Can microbial inoculation compensate for high doses of organic matter? *Bioresource Technology*, **99**, 6391-6399.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix, J., Moral, R., Mataix, J., Hernández, M.T., 2000. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, **32**, 410-414.
- Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Hernández, M.T., 2001. Reclamation of a burned forest soil with municipal solid waste compost: macronutrient dynamics and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*, **76**, 221-227.
- Gutián Ojea, F., Carballas Fernández, T., 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro, Santiago.
- Gutián Ojea, F., Carballas Fernández, T., 1982. *Suelos naturales de la Provincia de Orense*. CSIC, Santiago.
- Gunnarsson, S., Marstorp, H., Sigrun Dahlin, A., Witter, E., 2008. Influence of non-cellulose carbohydrate composition on plant material decomposition in soil. *Biology and Fertility of Soils*, **45**, 27-36.
- Hadas, A., Kautsky, L., Portnoy, R., 1996. Mineralization of composted manure and microbial dynamics in soil as affected by long-term nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry*, **28**, 733-738.

- Haering, K.C., Daniels, W.L., Feagley, S.E., 2000. Reclaiming mined lands with biosolids, manures and papermill sludges. 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. 615-644.
- Haigh, M.J., Sansom, B., 1999. Soil compaction, runoff and erosion on reclaimed coal-lands (UK). *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, **13**, 135-146.
- Hammel, J.E., Sumner, M.E., Burema, J., 1983. Atterberg limits as indices of external surface areas of soils. *Soil Science Society of America Journal*, **47**, 1054-1056.
- Haney, R.L., Franzluebbers, A.J., Hons, F.M., Zuberer, D.A., 1999. Soil C extracted with water or K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>: pH effect on determination of microbial biomass. *Canadian Journal of Soil Science*, **79**, 529-533.
- Hansen, B., Kristensen, E.S., Grant, R., Høgh-Jensen, H., Simmelsgaard, S.E., Olesen, J.E., 2000. Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems: A system modelling approach. *European Journal of Agronomy*, **13**, 65-82.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **123**, 1-14.
- Harrison, B.M., Priest, F.G., 2009. Composition of peats used in the preparation of malt for Scotch whisky production - Influence of geographical source and extraction depth. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **57**, 2385-2391.
- Hartenstein, R., 1983. Assimilation by the earthworm *Eisenia fetida*. En: J.E. Satchell (ed.), *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture*. Chapman and Hall, London, pp. 297-308.
- Hatanaka, K., Ishioka, Y., Furuichi, E., 1983. Cultivation of *Eisenia fetida* using dairy waste sludge. En: J.E. Satchell (ed.), *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture*. Chapman and Hall, London, pp. 323-329.
- Haug, R.T., 1993. *The practical book of compost engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Haynes, R.J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*, **85**, 221-268.
- Haynes, R.J., Francis, G.S., 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *Journal of Soil Science*, **44**, 665-675.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **51**, 123-137.
- Haynes, R.J., Swift, R.S., Stephen, R.C., 1991. Influence of mixed cropped rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil and Tillage Research*, **19**, 77-87.
- He, X.T., Logan, T.J., Traine, S.J., 1995. Physical and chemical characteristics of U.S. municipal solid waste composts. *Journal of Environmental Quality*, **24**, 543-552.
- He, Z., Yang, X., Kahn, B.A., Stoffella, P.J., Calvert, D.V., 2005. Ventajas que suponen la utilización de compost para la nutrición fosfórica, potásica, cálcica, magnésica y de micronutrientes. En: P.J. Stoffella, B.A. Kahn (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 307-319.

- Heil, D., Sposito, G., 1997. Chemical attributes of processes affecting soil quality. En: E.G. Gregorich, M.R. Carter (eds.), *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 59-79.
- Hernando, S., Lobo, M., Polo, A., 1989. Effect of the application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of soil. *Science of the Total Environment*, **81/82**, 589-596.
- Hidalgo, L., 1999. *Tratado de viticultura general*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Hill, R.L., James, B.R., 1995. The influence of waste amendments on soil properties. En: J.E. Rechcigl (ed.), *Soil amendments and environmental quality*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 311-325.
- Himanen, M., Latva-Kala, K., Itävaara, M., Hänninen, K., 2006. A method for determining low-weight carboxylic acids from biosolid compost. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 516-521.
- Ho, Y.S., McKay, G., 2003. Sorption of dyes and copper ions onto biosorbents. *Process Biochemistry*, **38**, 1047-1061.
- Hoitink, H.A.J., Krause, M.S., Han, D.Y., 2005. Posibilidades y mecanismos que ofrecen los compost en el control de las enfermedades de las plantas. En: P.J. Stoffella, B.A. Kahn (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 263-273.
- Hortensine, C.C., Rothwell, D.F., 1973. Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrient source for sorghum. *Journal of Environmental Quality*, **2**, 343-345.
- Hossner, L.R., 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.
- Huang, G.F., Wu, T.Q., Wong, J.W.C., Nagar, B.B., 2006. Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, **97**, 1834-1842.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization*, **3**, 8-15.
- Husein Malkawi, A.I., Alawneh, A.S., 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.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization*, **1**, 52-65.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes*, **27**, 115-142.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1992. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resources, Conservation and Recycling*, **6**, 243-257.
- Iglesias-Jiménez, E., García, V., Espino, M., Hernández, J., 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil*, **148**, 115-127.
- Iglesias Jiménez, E., Barral Silva, M.T., Marhuenda Egea, F.C., 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: J. Moreno, R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 243-283.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España), 1975. *Monografías de rocas industriales: pizarras*. IGME, Madrid.

- IGME (Instituto Geológico y Minero de España), 1981. *Mapas 1:50.000 y memorias de las hojas 190 (Barco de Valdeorras) y 191 (Silván)*. IGME, Madrid.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., 1991. Carbon-13 CPMAS NMR and FTIR spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of solid wastes from wineries. *Soil Science*, **152**, 272-282.
- Inbar, Y., Hadar, Y., Chen, Y., 1992. Characterization of humic substances formed during the composting of solid wastes from wineries. *The Science of the Total Environment*, **113**, 35-48.
- Ingelmo Sánchez, F., Rubio Delgado, J.L., 2008. Efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades físicas y químicas del suelo. En: J. Moreno, R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 305-327.
- Inoko, A., Miyamatzu, K., Sugahara, K., Harada, Y., 1979. On some inorganic constituents of city refuse composts produced in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, **25**, 225-234.
- Insam, H., Haselwandter, K., 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia*, **17**, 174-178.
- ITGE (Instituto Tecnológico Geominero de España), 1992. *Programa Nacional de Estudios Ambientales Aplicados a la Minería*. ITGE, Madrid, 163 pp.
- Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O., Egun, A.C., 2007. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. *African Journal of Biotechnology*, **6**, 67-78.
- Izco Sevillano, J., 2001. La flora y la vegetación. En: A. Precedo Ledo, J. Sancho Comíns (eds.), *Atlas de Galicia*. Consellería de Presidencia, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, pp. 219-257.
- Jackson, L.J., 1991. *Surface coal mines restoration and rehabilitation*. IEA Coal Research, London, 79 pp.
- Jain, R., Sharma, N., Bharghava, M., 2003. Electrochemical degradation of rhodamine B dye in textile and paper industries effluent. *Journal of Scientific and Industrial Research*, **62**, 1138-1144.
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Ellert, B.H., Bremer, E., 1997. Soil organic matter dynamics and their relationship to soil quality. En: E.G. Gregorich, M.R. Carter (eds.), *Soil quality for crop production and ecosystem health*. Elsevier, Amsterdam, pp. 277-291.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M., 1997. Soil aggregate stabilisation and carbon sequestration: feedbacks through organomineral associations. En: R. Lal., J.M. Kimble, R.F. Follett, B.A. Stewart (eds.), *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 207-223.
- Jhorar, B.S., Phogat, V., Malik, E., 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, **5**, 297-306.
- Johnson, M.S., Cooke, S.A., 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, D.L., 1998. Organic acids in the rizosphere - a critical review. *Plant and Soil*, **205**, 25-44.
- Joost, R.E., Olsen, F.J., Jones, J.H. 1987. Revegetation and minesoil development of coal refuse amended with sewage sludge and limestone. *Journal of Environmental Analysis*, **16**, 65-68.

- Jurinak, J.J., Bowden, J., Samson, F., Portal, T., 1987. Electrical conductivity. En: R.D. Williams, G.E. Schumann (eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Iowa, pp. 27-34.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 1984. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press, Boca Raton.
- Karaca, A., 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma*, **122**, 297-303.
- Kaushik, P., Garg, V.K., 2003. Vermicomposting of mixed solid textile mill sludge and cow dung with the epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology*, **90**, 311-316.
- Kay, B.D., Angers, D.A., 2002. Soil structure. En: Warrick, A.W. (ed.), *Soil Physics Companion*. CRC Press, Florida, pp. 249-295.
- Keeney, D.R., Nelson, D.W., 1982. Nitrogen-Inorganic forms. En: A.L. Page (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, American Society of Agronomy, Madison, pp. 643-698.
- Kemper, W. D., Rosenau, R. C., 1986. Aggregate stability and size distribution. En: A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. ASA-SSSA, Madison, pp. 425-442.
- Khaleel, R., Reddy, K.R., Overcash, M.R., 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: a review. *Journal of Environmental Quality*, **10**, 133-144.
- Kielhorn, K.-H., Keplin, B., Hüttl, R.F., 1999. Ground beetle communities on reclaimed mine spoil: Effects of organic matter application and revegetation. *Plant and Soil*, **213**, 117-125.
- Kiely, G., 1999. *Ingeniería ambiental. Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. McGraw-Hill, Madrid.
- Kiikkilä, O., Pennanen, T., Perkiömäki, J., Derome, J., Fritze, H., 2002. Organic material as a copper immobilising agent: a microcosm study on remediation. *Basic and Applied Ecology*, **3**, 245-253.
- King, P.M., 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research*, **19**, 275-285.
- Klute, A., Dirksen, C., 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. En: A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. ASA-SSSA, Madison, pp. 687-734.
- Kocasoy, G., Güvener, Z., 2009. Efficiency of compost in the removal of heavy metals from the industrial wastewater. *Environmental Geology*, **57**, 291-296.
- Kögel-Knabner, I., 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 139-162.
- Komilis, D.P., Ham, R.K., 2003. The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid wastes. *Waste Management*, **23**, 419-423.
- Kononova, M.M., 1961. Soil organic matter. Its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Pergamon Press, Oxford, 450 pp.
- Kosaric, N., 1998. Biosurfactants in the industry. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, **64**, 1731-1737.

- Krishnamoorthy, R.V., Vajranabiah, S.N., 1986. Biological activity of earthworm casts: an assessment of plant growth promotor levels in casts. *Proceedings of the Indian Academy of Science (Animal Science)*, **95**, 341-345.
- Kuraz, V., 2001. Soil properties and water regime of reclaimed surface dumps in the North Bohemian brown-coal region - a field study. *Waste Management*, **21**, 147-151.
- Lafon-Lafourcade, S., Carre, E., Ribéreau-Gayon, P., 1983. Occurrence of lactic acid bacteria during the different stages of vinification and conservation of wines. *Applied and Environmental Microbiology*, **46**, 874-880.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, **304**, 1623-1627.
- Larchêveque, M., Montès, N., Baldy, V., Dupoyet, S., 2005. Vegetation dynamics after compost amendment in a Mediterranean post-fire ecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **110**, 241-248.
- Larney, F.J., Akinremi, O.O., Lemke, R.L., Klaassen, V.E., Janzen, H.H., 2003. Crop response to topsoil replacement and organic amendment on abandoned natural gas wellsites. *Canadian Journal of Soil Science*, **83**, 415-423.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A., 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, **80**, 58-65.
- Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, **47**, 425-437.
- Lee, S.-H., Oh, B.-I., Kim, J.-G., 2008. Effect of various amendments on heavy mineral oil bioremediation and soil microbial activity. *Bioresource Technology*, **99**, 2578-2587.
- Leelamanie, D.A.L., Karube, J., Yoshida, A., 2008. Characterizing water repellency indices: contact angle and water drop penetration time of hydrophobized sand. *Soil Science and Plant Nutrition*, **54**, 179-187.
- Lei, F., VanderGheynst, J.S., 2000. The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. *Process Biochemistry*, **35**, 923-929.
- Leifeld, J., Siebert, S., Kogel-Knabner, I., 2001. Stabilization of composted organic matter after application to a humus-free sandy mining soil. *Journal of Environmental Quality*, **30**, 602-607.
- Leighton, F., Urquiaga, I., 2000. Polifenoles del vino y salud humana. *Antioxidantes y calidad de vida*, **7**, 5-13.
- Leirós, M.C., Varela, C., Gil Sotres F., Trasar Cepeda, C., Seoane, S., 1995. Los suelos de la mina. En: F. Guitián Ojea (ed.), *Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña)*. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 125-157.
- Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., Gil-Sotres F., 2000. Biochemical properties of acid soils under climax vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, NW Spain): general parameters. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 733-745.
- Lemaire, F., Dartigues, A., Riviere, L.M., 1985. Properties of substrate made with spent mushroom compost. *Acta Horticulturae*, **172**, 255-262.



- Lenhard, G., 1956. Die Dehydrogenaseaktivität des Bodens als Maß für die Mikroorganismen-tätigkeit im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk.*, **73**, 1-11.
- Leroy, B.L.M., Bommelé, L., Reheul, D., Moens, M., De Neve, S., 2007. The application of vegetable, fruit and garden (GFV) waste compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: effects on soil fauna and yield. *European Journal of Soil Biology*, **43**, 91-100.
- Leroy, B.L.M., Herath, H.M.S.K., De Neve, S., Gabriels, D., Bommelé, L., Reheul, D., Moens, M., 2008a. Effect of vegetable, fruit and garden (GFV) waste compost on soil physical properties. *Compost Science and Utilization*, **16**, 43-51.
- Leroy, B.L.M., Herath, H.M.S.K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., Moens, M., 2008b. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use and Management*, **24**, 139-147.
- 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.
- Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, **86**, 131-137.
- Lindsay, W.L., Norvell, W.A., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*, **42**, 421-428.
- Liu, C., Evett, J.B., 1984. *Soil properties. Testing, measurement, and evaluation*. Prentice-Hall, New Jersey, 315 pp.
- Lobo, C., Sánchez, M., Garbi, C., Ferrer, E., Martínez-Iñigo, M.J., Allende, J.L., Martín, C., Casasús, L., Alonso-Sanz, R., Gibello, A., Martín, M., 2003. Three different topics for bioremediation application on soils and waters contaminated with aromatic compounds by using immobilized bacteria. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, **3**, 35-46.
- Lois, R.C., San Román, J.M., Aldrey, J.A., 2008. Impacto de la actividad minera en la población de los espacios de montaña. La pizarra y el carbón en las montañas galaico-leonesas. *Ería*, **75**, 99-112.
- Lombardero Barceló, M., Quereda Rodríguez-Navarro, J.M., 1992. La piedra natural para la construcción. En: J. García Guinea, J. Martínez Frías (eds.), *Recursos minerales de España*. CSIC, Madrid, pp. 1115-1150.
- Lombardero, M., García-Guinea, J., Cárdenas, V., 2002. The geology of roofing slate. En: P.W. Scott, , C.M. Bristow, (eds.), *Industrial minerals and extractive industry geology*. Geological Society, Londres, pp. 59-65.
- López, E., Soto, B., Arias, M., Núñez, A., Rubinos, D., Barral M.T., 1998. Adsorbent properties of red mud and its use for wastewater treatment. *Water Research*, **32**, 1414-1322.
- López Mosquera, E., Moldes Menduïña, A.B., Paradelo Núñez, R., Pérez Moreira, R., Barral Silva, M.T., 2008. Cultivo de plantas ornamentales en suelos enmendados con compost de residuos sólidos urbanos. En: M.J. Sáinz Osés, C. Salinero Corral (eds.), *Actas de Horticultura nº 52*. Sociedad Española de Ciencias Hortícolas, Pontevedra, pp. 174-177.

- 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.
- von Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**, 2183-2207.
- Luxmoore, R.J., 1981. Micro-, meso- and macroporosity of soil. *Soil Science Society of America Journal*, **45**, 617-672.
- Macías, F., 2001. Perspectivas de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: J. Boixadera, M. R. Teira (eds.), *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universitat de Lleida, Lleida, pp. 329-354.
- Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F., 2001. Co-composting of sugarbeet vinasse: influence of the organic matter nature of the bulking agents used. *Bioresource Technology*, **76**, 275-278.
- Makkar, R.S., Rockne, K.J., 2003. Comparison of synthetic surfactants and biosurfactants in enhancing biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **22**, 2280-2292.
- Mamo, M., Molina, J.A.E., Rosen, C.J., Halbach, T.R., 1999a. Nitrogen and carbon mineralization in soil amended with municipal solid waste compost. *Canadian Journal of Soil Science*, **79**, 535-542.
- Mamo, M., Rosen, C.J., Halbach, T.R., 1999b. Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. *Journal of Environmental Quality*, **28**, 1074-1082.
- Manna, M.C., Jha, S., Ghosh, P.K., Acharya, C.L., 2003. Comparative efficacy of three epigeic earthworms under different deciduous forest litters decomposition. *Bioresource Technology*, **88**, 197-206.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 1991. *Métodos oficiales de análisis. Tomo III: Plantas, productos orgánicos fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes inorgánicos*. Publicaciones del MAPA, Madrid.
- Marhuenda-Egea, F.C., Martínez-Sábater, E., Jordá, J., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C., Pérez-Murcia, M.D., 2007. Dissolved organic matter fractions formed during composting of winery and distillery residues: Evaluation of the process by fluorescence excitation-emission matrix. *Chemosphere*, **68**, 301-309.
- Marinari, S., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Grego, S., 2000. Influence of organic and mineral fertilizers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, **72**, 9-17.
- Marshall, T.J., Holmes, J.W., 1988. *Soil Physics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Martínez, M., Miralles, N., Hidalgo, S., Fiol, N., Villaescusa, I., Poch, J., 2006. Removal of lead (II) and cadmium(II) from aqueous solutions using grape stalk wastes. *Journal of Hazardous Materials*, **B133**, 203-211.
- Masaguer, A., Benito, M., 2008. Evaluación de la calidad del compost. En: J. Moreno, R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 285-304.
- Mayerhoff, Z.D.V.L., Roberto, I.C., Silva, S.S., 1998. Production of xylitol by *Candida mogii* from rice straw hydrolysate. Study of environmental effects using statistical design. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **70-72**, 149-159.

- Mays, D.A., Sistani, K.R., 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.
- Meidute, S., Demoling, F., Bååth, E., 2008. Antagonistic and synergistic effect of fungal and bacterial growth in soil after adding different carbon and nitrogen sources. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 2334-2343.
- Melgar, R., Benítez, E., Sainz, H., Polo, A., Gómez, M., Nogales, R., 2000. Los vermicomposts de subproductos del olivar como acolchado del suelo: efecto sobre la rizosfera. *Edafología*, **7(2)**, 125-134.
- Melillo, J.M., Aaber, J.D., Linkins, A.E., Ricca, A., Fry, B., Nadelhoffer, K.J., 1989. Carbon and nitrogen dynamics along a decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, **115**, 189-198.
- Mench, M., Bussièrre, S., Boisson, J., Castaing, E., Vangronsveld, J., Ruttens, A., De Koe, T., Bleeker, P., Assunção, A., 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.
- Menzies, N.W., Donn, M.J., Koppitke, P.M., 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*, **145**, 121-130.
- Mercuri, A.M., Duggin, J.A., 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.
- Merriman, R.J., Highley, D.E., Cameron, D.G., 2003. *Definition and characteristics of very-fine grained sedimentary rocks: clay, mudstone, shale and slate*. British Geological Survey, Keyworth, Nottingham.
- Michel, J.-C., Rivière, L.-M., Bellon-Fontaine, N., 2001. Measurement of the wettability of organic materials in relation to water content by the capillary rise method. *European Journal of Soil Science*, **52**, 459-467.
- Milne, R.M., Haynes, R.J., 2004. Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils*, **39**, 172-178.
- Ministerio de Agricultura, 2005. Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes. *B.O.E.*, **171**, 25592-25669.
- Mkhabela, M., Warman, P.R., 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops, grown in a Pugwash sandy loam in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **106**, 57-67.
- Moldes, A.B., Alonso, J.L., Parajó, J.C., 2003. Recovery of lactic acid from simultaneous saccharification and fermentation media using anion exchange resins. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, **25**, 357-363.
- Moldes, A.B., Cendón, Y., López, E., Barral, M.T., 2006. Biological quality of potting media based on MSW composts: a comparative study. *Compost Science and Utilization*, **14**, 296-302.
- Moldes, A.B., Cendón, Y., Barral, M.T., 2007a. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bioresource Technology*, **98**, 3069-3075.

- Moldes, A.B., Torrado, A.M., Barral, M.T., Domínguez, J.M., 2007b. Evaluation of biosurfactant production from various agricultural residues by *Lactobacillus pentosus*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **55**, 4481-4486.
- Moldes, A.B., Vázquez, M., Domínguez, J.M., Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2007c. Evaluation of mesophilic biodegraded grape marc as soil fertilizer. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **141**, 27-36.
- Moldes, A.B., Vázquez, M., Domínguez, J.M., Díaz-Fierros, F., Barral, M.T., 2008. Negative effect of discharging vinification lees on soils. *Bioresource Technology*, **99**, 5991-5996.
- Molero, A., Pereyra, C., Martínez, E., 1995. Caracterización del aceite de semilla de uva extraído con dióxido de carbono supercrítico. *Grasas y Aceites*, **46**, 29-34.
- Molina-Alcaide, E., Moumen, A., Martín-García, A.I., 2008. By-products from viticulture and the wine industry: potential as sources of nutrients for ruminants. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **88**, 597-604.
- Mondini, C., Dell'Abate, M.T., Leita, L., Benedetti, A., 2003. An integrated chemical, thermal, and microbiological approach to compost stability evaluation. *Journal of Environmental Quality*, **32**, 2379-2386.
- Mondini, C., Sánchez-Monedero, M.A., Sinicco, T., Leita, L., 2006. Evaluation of extracted organic carbon and microbial biomass as stability parameters in ligno-cellulosic waste composts. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 2313-2320.
- Monterroso, M.C., 1995. *Caracterización de los procesos edafogeoquímicos en una escombrera de estériles de lignito en proceso de restauración ambiental*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp.
- Monterroso, C., Macías, F., 1998. Prediction of the acid generating potential of coal mining spoils. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, **12**, 5-9.
- Moreno Casco, J., Mormeneo Bernat, S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: J. Moreno e R.Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 111-140.
- Moscoso, F., Bouzas, S., Gil-Sotres, F., Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., 2007. Suitability of the OCDE tests to estimate contamination with 2,4-dichlorophenol of soils from Galicia (NW Spain). *Science of the Total Environment*, **378**, 58-62.
- Mosher, J.J., Levison, B.S., Johnston, C.G., 2003. A simplified dehydrogenase enzyme assay in contaminated sediment using 2-(*p*-iodophenyl)-3(*p*-nitrophenyl)-5-phenyl tetrazolium chloride. *Journal of Microbiological Methods*, **53**, 411-415.
- Moure, A., 1994. Recuperación de tartrato de calcio en las destilerías vinícolas. *Alimentación, Equipos y Tecnología*, **8**, 57-61.
- Moure, A., Cruz, J.M., Franco, D., Domínguez, J.M., Sineiro, J., Domínguez, H., Núñez, M.J., Parajó, J.C., 2001. Natural antioxidants from residual sources. *Food Chemistry*, **72**, 145-171.
- Mourgues, J., Maugenet, J., 1972. Les eaux résiduaires des caves de vinification. II. Evaluation et possibilités de réduction de la pollution due à la vinification en rouge. *Ind. Aliment. Agric.*, **89**, 261-273.

- Mulligan, C.N., 2005. Environmental applications for biosurfactants. *Environmental Pollution*, **133**, 183-198.
- Mummey, D.L., Stahl, P.D., Buyer, J.S., 2002. Soil microbiological properties 20 years after surface mine reclamation: spatial analysis of reclaimed and undisturbed sites. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**, 1717-1725.
- Munsell Color Company, 2000. *Munsell soil color charts*. Munsell Color, GretagMacbeth, New Windsor, NY.
- Munshower, F.F., Judy, C., 1988. Resource perspectives and the surface coal mine regulatory system. En: L.R. Hossner (ed.), *Reclamation of surface-mined lands. Volume I*. CRC Press, Boca Raton, pp. 19-39.
- Naasz, R., Michel, J.-C., Charpentier, S., 2008. Water repellency of organic growing media related to hysteretic water retention properties. *European Journal of Soil Science*, **59**, 156-165.
- Neagoe, A., Ebenå, G., 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.
- Negro, C., Tommasi, L., Miceli, A., 2003. Phenolic compounds from red grape marc extracts. *Bioresource Technology*, **87**, 41-44.
- Nendel, C., Reuter, S., 2007. Kinetics of net nitrogen mineralisation from soil-applied grape residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **79**, 233-241.
- Neto, M., Ohannessian, A., Delolme, C., Bedell, J-P., 2007. Towards an optimized protocol for measuring global dehydrogenase activity in storm-water sediments. *Journal of Soils and Sediments*, **7**, 101-110.
- Neuman, D.R., Schrack, J.L., Gough, L.P., 1987. Copper and molybdenum. En: R.D. Williams, G.E. Schumann (eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Iowa, pp. 215-232.
- Nielson, R.F., Peterson, H.B., 1978. Vegetating mine tailings ponds. En: F.W. Schaller, P. Sutton (eds.), *Reclamation of drastically disturbed lands*. 1ª edición, Soil Science Society of America, Madison, pp. 645-652.
- Nogales, R., Melgar, R., Cifuentes, C., Romero, E., Benítez, E., Saavedra, M., Polo, A., 2004. Vermicompostaje de residuos orgánicos generados por industrias oleícolas, vitivinícolas y alcoholeras. *Residuos*, **76**, 70-77.
- Nogales, R., Cifuentes, C., Benítez, E., 2005. Vermicomposting of winery wastes: a laboratory study. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, **40**, 659-673.
- Nogales, R., Domínguez, J., Mato, S., 2008. Vermicompostaje. En: J. Moreno e R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 187-207.
- Noguera, P., Abad, M., Puchades, R., Maquieira, A., Noguera, V., 2003. Influence of particle size on physical and chemical properties of coconut corri dust as a container medium. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **34**, 593-605.
- O'Dell, R., Silk, W., Green, P., 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.

- OECD/OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos), 2006. *OECD guidelines for the testing of chemicals. Terrestrial plant test: seedling emergence and seedling growth test*. OECD Publishing.
- Olsen, S.R., Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. En: A.L. Page (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, American Society of Agronomy, Madison, pp. 403-430.
- O'Neal, A.M., 1952. A key for evaluating soil permeability by means of certain field clues. *Soil Science Society of America Proceedings*, **16**, 312-316.
- Orriols Fernández, I., 1994. *Estudio de los diferentes tipos de elaboración de aguardientes de orujo gallegos. Caracterización analítica de los mismos*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Ozores-Hampton, M., Obreza, T.A., Stoffella, P.J., 2005. Control de las malas hierbas en los cultivos hortícolas con coberturas orgánicas compostadas. En: Stoffella, P.J., Kahn, B.A. (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 275-286.
- Palenzuela, B., Arce, L., Macho, A., Muñoz, E., Ríos, A., Valcárcel, M., 2004. Bioguided extraction of polyphenols from grape marc by using an alternate supercritical-fluid extraction method based on a liquid solvent trap. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **378**, 2021-2027.
- Pant, D., Adholeya, A., 2007. Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review. *Bioresource Technology*, **98**, 2321-2334.
- Papafotiou, M., Phsyhalou, M., Kargas, G., Chatzipavlidis, I., Chronopoulos, J., 2004. Olive-mill wastes compost as growing medium component for the production of poinsettia. *Scientia Horticulturae*, **102**, 167-175.
- Papafotiou, M., Kargas, G., Lytra, I., 2005. Olive-mill waste compost as a growth medium component for foliage potted plants. *HortScience*, **40**, 1746-1750.
- Paradelo, R., Barral, M.T., 2009. Effect of moisture and disaggregation on the microbial activity of soil. *Soil and Tillage Research*, en prensa.
- Paradelo Núñez, R., Devesa Rey, R., Moldes Menduñía, A.B., Barral Silva, M.T., 2007. Physiologically based extraction of heavy metals in compost: Preliminary results. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, **21(S1)**, 83-85.
- Paradelo, R., Moldes, A.B., González, D., Barral, M.T., 2008a. Respuesta de test de germinación a la fitotoxicidad de sustancias orgánicas. I Jornadas de la Red Española de Compostaje (REC). Barcelona, 6-9 de febrero de 2008.
- Paradelo, R., Moldes, A.B., Rodríguez, M., Barral, M.T., 2008b. Relationship between heavy metals and phytotoxicity in composts. *Ciencia y Tecnología Alimentaria*, **6**, 143-151.
- Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009a. Magnetic susceptibility as an indicator of heavy metal contamination in compost. *Waste Management and Research*, **27**, 46-51.
- Paradelo, R., Sanmartín, P., Cancelo, J.J., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009b. Estudio de la hidrofobia de materiales para la elaboración de sustratos. En: J. Muro, I. Irigoyen (eds.), *Actas de Horticultura n° 53*. Sociedad Española de Ciencias Hortícolas, Pamplona, pp. 56-61.

- Paradelo, R., Moldes, A.B., Domínguez, J.M., Barral, M.T., 2009c. Reduction of water repellence of hydrophobic plant substrates using biosurfactant produced from hydrolyzed grape marc. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, en prensa.
- Parajó, J.C., Alonso, J.L., Santos, V., 1995. Enzymatic hydrolysis of wood: an engineering assessment. *Bioprocess Engineering*, **12**, 253-261.
- Parajó, J.C., Alonso, J.L., Santos, V., Moldes, A.B., 1996. El ácido láctico en la industria alimentaria. Aplicaciones y tecnologías de producción. *Alimentación, Equipos y Tecnología*, **25**, 1010-1020.
- Pardini, G., Gispert, M., Jordana, R., Velayos, J., 2008. Experimental use of composted grape seed and olive mill residues for amelioration of fertility and structural stability of soils. *Compost Science and Utilization*, **16**, 61-68.
- Pardo, A., Perona, M.A., Pardo, J., 2007. Indoor composting of vine by-products to produce substrates for mushroom cultivation. *Spanish Journal of Agricultural Research*, **5**, 417-424.
- Parekh, S.R., Parekh, R.S., Wayman, M., 1987. Fermentation of wood-derived acid hydrolyzates in a batch reactor and in a continuous dynamic immobilized cell bioreactor by *Pichia stipitis*. *Process Biochemistry*, **22**, 85-91.
- Pascual, J.A., Ayuso, M., García, C., Hernández, T., 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. *Waste Management and Research*, **15**, 103-112.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology*, **68**, 255-264.
- Pascual, J.A., García, C., Hernández, T., Moreno, J.L., Ros, M., 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 1877-1883.
- Pazos Palmeiro, M., 2005. *Inhibición de la oxidación lipídica en el músculo de pescado mediante la utilización de polifenoles obtenidos a partir del bagazo de uva*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Pérez Alberti, A., 1982. *Xeografía de Galicia. Tomo I: o medio*. Sálvora, A Coruña, 210 pp.
- Pérez Losada, C., 1999. Tecnoloxías de compostaxe e filosofías de manexo do proceso. En: M. Soto (ed.), *A compostaxe de residuos*. ADEGA, Santiago, pp. 13-22.
- Pérez Losada, C., 2001. Tecnoloxías de compostaxe. En: M. Soto, A. de Vega (eds.), *Tratamento de residuos sólidos urbanos*. Universidade da Coruña, A Coruña.
- Pérez Muñoz, A., Baro Lorenzo, F., 2008. Evaluación de los resultados obtenidos en las experiencias piloto de compostaje doméstico realizadas por Amigos de la Tierra y el Ministerio de Medio Ambiente. I Jornadas de la Red Española de Compostaje (REC). Barcelona, 6-9 de febrero de 2008.
- Pérez-Piqueres, A., Edel-Hermann, V., Alabouvette, C., Steinberg, C., 2006. Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 460-470.
- Perfect, E., Kay, B.D., 1991. Fractal theory applied to soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, **55**, 1552-1558.
- Perucci, P., 1990. Effect of the addition of municipal solid-waste compost on microbial biomass and enzyme activities in soil. *Biology and Fertility of Soils*, **10**, 221-226.

- Perucci, P., 1992. Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils*, **14**, 54-60.
- Peynaud, E., 1984. *Enología práctica. Conocimiento y elaboración del vino*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Pinelo, M., Del Fabbro, P., Manzocco, L., Núñez, M.J., Nicoli, M.C., 2005. Optimization of continuous phenol extraction from *Vitis vinifera* byproducts. *Food Chemistry*, **92**, 109-117.
- Playne, M.J., 1984. Increased biodigestibility of bagasse by pretreatment with alkalis and steam explosion. *Biotechnology and Bioengineering*, **26**, 426-433.
- Pomares, F., Canet, F., 2001. Los residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. En: J. Boixadera, M. R. Teira (eds.), *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universitat de Lleida, Lleida, pp. 1-15.
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª edición. Mundi-Prensa, Madrid.
- Portilla-Rivera, O., Torrado, A., Moldes, A.B., Domínguez, J.M., 2007. Lactic acid and biosurfactant production from distilled grape marc. *Process Biochemistry*, **42**, 1010-1020.
- Prasad, R., Power, J.F., 1997. *Soil fertility management for sustainable agriculture*. CRC Press, New York.
- Praveen-Kumar, Tarafdar, J.C., 2003. 2,3,5-Triphenyltetrazolium chloride (TTC) as electron acceptor of culturable soil bacteria, fungi and actinomycetes. *Biology and Fertility of Soils*, **38**, 186-189.
- Prieto, B., Silva, B., Aira, N., 2008. Recycling of waste products in the induction of biofilms to remediate the visual impact generated by quartz mining. *Bioresource Technology*, **99**, 2887-2892.
- Rate, A.W., Lee, K.M., French, P.A., 2004. Application of biosolids in mineral sands mine rehabilitation: use of stockpiled topsoils decreases trace element uptake by plants. *Bioresource Technology*, **91**, 223-231.
- Raviv, M., Oka, Y., Katan, J., Hadar, Y., Yogev, A., Medina, S., Krasnovsky, A., Ziadna, H., 2005. High-nitrogen compost as a medium for organic container-grown crops. *Bioresource Technology*, **96**, 419-427.
- Reeve, M.J., Carter, A.D., 1991. Water release characteristic. En: K.A Smith, C.E. Mullins (eds.), *Soil analysis. Physical methods*. Marcel Dekker, New York, pp. 111-160.
- Rennert, T., Gockel, K.F., Mansfeldt, T., 2007. Extraction of water-soluble organic matter from mineral horizons of forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **170**, 514-521.
- van Rensburg, L., Maboeta, M.S., Morgenthal, T.L., 2004. Rehabilitation of co-disposed diamond tailings: growth medium rectification procedures and indigenous grass establishment. *Water, Air, and Soil Pollution*, **154**, 101-113.
- Réveillé, V., Mancuy, L., Jardé, E., Garnier-Sillan, E., 2003. Characterisation of sewage sludge derived organic matter lipids and humic acids. *Organic Geochemistry*, **34**, 625-627.
- Reynier, A., 1995. *Manual de viticultura*. 5ª edición. Mundi-Prensa, Madrid.
- Ribéreau-Gayon, P., Dubourdieu, D., Donèche, B., Lonvaud, A., 1998. *Traité d'oenologie. Vol. 1. Microbiologie du vin. Vinifications*. Dunould, Paris.
- Ride, J.P., Drysdale, R.B., 1972. A rapid method for the chemical estimation of filamentous fungi in plant tissue. *Physiological Plant Pathology*, **2**, 7-15.



- Rigueiro, A., 2003. Bosques y masas arboladas. En: J.J. Casares Long (ed.), *Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, pp. 325-359.
- Rivas, B., Torrado, A., Rivas, S., Moldes, A., Domínguez, J.M., 2007. Simultaneous lactic acid and xylitol production from trimming waste. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, **87**, 1603-1612.
- Rivera, O.M.P., Moldes A.B., Torrado, A.M., Domínguez, J.M., 2007. Lactic acid and biosurfactant production from hydrolyzed distilled grape marc. *Process Biochemistry*, **42**, 1010-1020.
- Rivero Hernández, R., 1993. *La lombricultura y sus fundamentos*. SAPT, Madrid.
- Rivero-Pérez, M.D., Pérez-Magariño, S., González-San José, M.L., 2002. Role of melanoidins in sweet wines. *Analytica Chimica Acta*, **458**, 169-175.
- Roberto, I.C., Sato, S., Mancilha, I.M., Taqueda, M.E.S., 1995. Influence of media composition on xylitol fermentation by *Candida guilliermondii* using response surface methodology. *Biotechnology Letters*, **17**, 1223-1228.
- Roberts, S., McDole, R.E., 1985. Potassium nutrition of potatoes. En: R.D. Munson (ed.), *Potassium in agriculture*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 799-818.
- Rodrigo-Señer, A., Pascual-Vidal, A., 2001. Oportunidades de valorización de los residuos de la industria vinícola. I Encuentro Internacional de Gestión de residuos orgánicos en el ámbito rural mediterráneo. Cátedra Zurich de Medio Ambiente de la Universidad de Navarra.
- Rodríguez González, X.A., 1992. *La industria de la pizarra*. Centro de Predicción Económica de Galicia, Consellería de Industria e Comercio, Xunta de Galicia.
- Rodríguez González, X.A., 1997. *A industria da lousa. Unha panorámica*. Instituto Universitario de Estudio e Desenvolvemento de Galicia, USC, Santiago de Compostela.
- Rodríguez González, X.A., González Murias, P., Iglesias Casal, P., 2005. Propuestas para un desarrollo sostenible en las industrias gallegas del granito y la pizarra. Actas do III Congreso de Economía de Galicia, Vigo, 1-2 de decembro de 2005.
- Rodríguez Sastre, M.A., Calleja, L., 2004. Caracterización del comportamiento elástico de materiales pizarrosos del Sinclinal de Truchas mediante ultrasonidos. *Trabajos de Geología*, **24**, 153-164.
- Romero, E., Benítez, E., 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.
- Romero, E., Salido, A., Cifuentes, C., Fernandez, J.D., Nogales, R., 2006. Effect of vermicomposting process on pesticide sorption capability using agro-industrial wastes. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, **86**, 289-297.
- Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., Polo, A., 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma*, **139**, 397-406.
- Rowe, E.C., Williamson, J.C., Jones, D.L., Holliman, P., 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.
- Roy, J.L., McGill, W.B., 2000. Flexible conformations in organic matter coatings: An hypothesis about soil water repellency. *Canadian Journal of Soil Science*, **80**, 143-152.

- Roy, J.L., McGill, W.B., 2002. Assessing soil water repellency using the molarity of ethanol droplet (MED) test. *Soil Science*, **167**, 83-97.
- Rubinos, D.A., 2007. *Utilización de lodos rojos de bauxita en la contención e inactivación de residuos tóxicos y peligrosos*. Tese Doutoral, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 769 pp.
- Rynk, R., Richard, T.L., 2005. Sistemas de producción comercial de compost. En: P.J. Stoffella, B.A. Kahn (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 51-93.
- Sabey, B., Herron, J., Scholl, D.G., Bokich, J., 1987. Particle size distribution. En: R.D. Williams, G.E. Schumann (eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Iowa, pp. 59-73.
- Safarik, I., Santruckova, H., 1992. Direct determination of total soil carbohydrate content. *Plant and Soil*, **143**, 109-114.
- Safaya, N.M., McLean, J.E., Halvorson, G.A., 1987. Cadmium and zinc. En: R.D. Williams, G.E. Schumann (eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Iowa, pp. 283-311.
- Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G., Gigliotti, G., 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*, **98**, 1822-1831.
- Sainz, H., Benítez, E., Melgar, R., Álvarez, R., Gómez, M., Nogales, R., 2000. Biotransformación y valorización agrícola de subproductos del olivar -orujos secos y extractados- mediante vermicompostaje. *Edafología*, **7(2)**, 103-111.
- Salazar, M., 2001. Utilización de purines para la rehabilitación de escombreras de carbón. En: J. Boixadera, M.R. Teira (eds.), *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universitat de Lleida, Lleida, pp. 293-307.
- Salgueiriño Maceira, V., 1999. *Estudio físico-químico y propiedades de partículas de pizarra*. Tesina de Licenciatura, Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- San Román, J.M., 1996. Las explotaciones de pizarra y el impacto en el paisaje en la comarca de Valdeorras (Ourense, Galicia). En: L. Guitián, R.L. González (coords.), *Actividad humana y cambios recientes en el paisaje*. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela, pp. 199-213.
- San Román, J.M., 2000. *La industria de la pizarra y las transformaciones espaciales*. Instituto de Estudios Valdeorreses, Ourense.
- Sanjurjo Sánchez, J., 2002. As rochas de Galicia. En: F. Rodríguez Iglesias (ed.), *Galicia natureza*. Hércules de Ediciones, A Coruña, pp. 216-269.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., 1999. Relationships between water-soluble carbohydrate and phenol fractions and the humification indices of different organic wastes during composting. *Bioresource Technology*, **70**, 193-201.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, **78**, 301-308.

- Sánchez-Monedero, M., Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P., Abad, M., Antón, A., 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. *Compost Science and Utilization*, **12**, 161-168.
- Sastre-Conde, I., Cabezas, J.G., Guerrero, A., Vicente, M.A., Lobo, M.C., 2007. Evaluation of the soil biological activity in a remediation soil assay using organic amendments and vegetal cover. *Science of the Total Environment*, **378**, 205-208.
- Satchell, J.E., 1983. Earthworm microbiology. En: J.E. Satchell (ed.), *Earthworm ecology. From Darwin to vermiculture*. Chapman and Hall, London, pp. 351-364.
- Saviozzi, A., Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., 1987. Compost maturity by water extract analysis. En: J.M.D.V. Jackson, Y. Merillot, P. L'Hermite (Eds.), *Composting and Compost Quality Assurance Criteria*. Comisión das Comunidades Europeas, Bruxelas, pp. 359-367.
- Schaffeld, G., 1994. *Etanol de lignocelulósicos. Tecnología y perspectivas*. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Schnitzer, M., 1978. Humic substances: chemistry and reactions. En: M. Schnitzer e S.U. Kahn (eds.), *Soil organic matter*. Developments in Soil Science 8. Elsevier, Amsterdam, pp. 1-64.
- Schwab, P., Zhu, D., Banks, M.K., 2007. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments. *Bioresource Technology*, **98**, 2935-2941.
- Scotti, T.C., Vergoignan, C., Feron, G., Durand, A., 2001. Glucosamine measurement as indirect method for biomass estimation of *Cunninghamella elegans* grown in solid state cultivation conditions. *Biochemical Engineering Journal*, **7**, 1-5.
- Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R., 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution*, **112**, 269-283.
- Sharpley, A.N., Smith, S.J., 1989. Mineralization of and leaching of phosphorus from soil incubated with surface-applied and incorporated crop residue. *Journal of Environmental Quality*, **18**, 101:105.
- Shiralipour, A., Leege, P.B., Portier, K.M., 1998. Using compost products in vegetable production. En: S. Brown, J.S. Angle, L. Jacobs (eds.), *Beneficial co-utilization of agricultural, municipal and industrial by-products*. Kluwer Academic Publishers, pp. 363-375.
- Shukla, M.K., Lal, R., 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.
- Sillers, W.S., Fredlund, D.G., Zakerzadeh, N., 2001. Mathematical attributes of some soil-water characteristic curve models. *Geotechnical and Geological Engineering*, **19**, 243-283.
- Silva, C.J.S.M., Roberto, I.C., 1999. Statistical screening method for selection of important variables on xylitol biosynthesis from rice straw hydrolysate by *Candida guilliermondii* FTI 20037. *Biotechnology Techniques*, **13**, 743-747.
- Silva, M.E.M.C, Peres A.E.C., 2006. Thermal expansion of slate wastes. *Minerals Engineering*, **19**, 518-520.
- Singh, B.R., 1998. Soil pollution and contamination. En : R. Lal, W.E.H. Blum, C. Valentin, B.A. Stewart (Eds.), *Methods for assessment of soil degradation*. CRC Press, Boca Raton, pp. 279-299.

- 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., Schuller, W.A., Freeman, J.R., Smith, R.M., 1978. *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Sobek, A.A., Skousen, J.G., Fisher, S.E., 2000. Chemical and physical properties of overburden and minesoils. 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. 77-104.
- Soliva, M., Paulet, S., 2001. Compostaje de residuos orgánicos y aplicación agrícola. En: J. Boixadera, M.R. Teira (eds.), *Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Universitat de Lleida, Lleida, pp. 63-78.
- Sommerfeldt, T.G., Chang, C., 1987. Soil-water properties affected by twelve annual applications of cattle feedlot manure. *Soil Science Society of America Journal*, **51**, 7-9.
- Sopper, W.E., 1992. Reclamation of mine land using municipal sludge. En: R. Lal, B.A. Stewart (eds.), *Soil Restoration*. Advances in Soil Science, Volume 17, Springer-Verlag, NY, pp. 351-431.
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation and Development*, **10**, 3-12.
- Souza, L.P. de F., Mansur, H.S., 2004. Production and characterization of ceramic pieces obtained by slip casting using powder wastes. *Journal of Materials Processing Technology*, **145**, 14-20.
- Sparling, G.P., Cheshire, M.V., 1985. Effect of periodate oxidation on the polysaccharide content and microaggregate stability of rhizosphere and non-rhizosphere soil. *Plant and Soil*, **88**, 113-122.
- Speir, T.W., 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.
- Spigno, G., Pizzorno, T., De Faveri, D.M., 2008. Cellulose and hemicellulose recovery from grape stalks. *Bioresource Technology*, **99**, 4329-4337.
- Spiteri, C., Kalinski, V., Rosler, W., Hoffmann, V., E. Appel, MAGPROX team, 2005. Magnetic screening of a pollution hotspot in the Lausitz area, Eastern Germany: correlation analysis between magnetic proxies and heavy metal contamination in soils. *Environmental Geology*, **49**, 1-9.
- Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., Vasconcelos de Macêdo, J.L., Blum, W.E.H., Zech, W., 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, **291**, 275-290.
- Stevens, R.E., Carron, M.K., 1948. Simple field tests for distinguishing minerals by abrasion pH. *American Mineralogist*, **1-2**, 31-49.
- Stevenson, F.J., 1982. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. 2ª edición. John Wiley and Sons, New York.
- Stolt, M.H., Baker, J.C., Simpson, T.W., Martens, D.C., McKenna, J.R., Fulcher, J.R., 2001. Physical reconstruction of mine tailings after surface mining mineral sands from prime agricultural land. *Soil Science*, **166**, 29-37.

- Stratton, M.L., Barker, A.V., Rechcigl, J.E., 1993. Compost. En: J.E. Rechcigl (ed.), *Soil amendments and environmental quality*. CRC Press, Boca Raton, pp. 249-310.
- Suárez, J.A., Íñigo, B., 1992. *Microbiología enológica. Fundamentos de vinificación*. Mundiprensa, Madrid.
- Sullivan, D.M., Miller, R.O., 2005. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los composts. En: P.J. Stofella e B.A. Kahn (eds.), *Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 95-119.
- Sun, Q., Yang, L., 2003. The absorption of basic dyes from aqueous solution on modified peat-resin particle. *Water Research*, **37**, 1535-1544.
- Tabatabai, M.A., 1982. Soil enzymes. En: A.L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 903-948.
- Taboada Rodríguez, T., Romero Franco, R., García Paz, C., 1996. La disolución de abrasión en el estudio de los procesos de meteorización y edafogénesis. *Nova Acta Científica Compostelana*, **6**, 61-67.
- Tate, R.L., 1985. Microorganisms, ecosystem disturbance and soil-formation processes. En: R.L. Tate, D.A. Klein (eds.), *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications*. Marcel Dekker, New York, pp 1-33.
- Tejada, M., García, C., González, J.L., Hernández, M.T., 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation. Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry*, **38**, 1413-1421.
- Thompson, R., Oldfield, F., 1986. *Environmental magnetism*. Allen and Unwin Ltd, London.
- Thompson, W.P., Leege, P., Milner, P., Watson, M., 2002. *Test Methods for the Examination of Composting and Compost*. US Composting Council, Holbrook, NY.
- Tiquia, S.M., 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, **99**, 816-828.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, **33**, 41-163.
- Topp, G.C., Reynolds, W.D., Cook, F.J., Kirby, J.M., 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., Willis, A.J., 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, **41**, 219-228.
- Torrijos, M., Moletta, R., 1998. Traitement des effluents vinicoles par un bassin de méthanisation a garnissage. Proceedings of the Second international conference on wineries wastewater treatment, Buerdos, 5-7 Maio 1998, pp. 243-250.
- Traoré O., Sinaj S., Frossard E., Van De Kerkhove J.M., 1999. Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **55**, 123-131.
- Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., Gil-Sotres, F., 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 2146-2155.

- Trevors, J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and the TTC assay. *Soil Biology and Biochemistry*, **16**, 673-674.
- Tsuji, A., Kinoshita, T., Hoshino, M., 1969. Analytical chemical studies on amino sugar. II. Determination of hexoamines using 3-methyl-2-benzothiazolone hydrazone hydrochloride. *Chemical and Pharmaceutical Bulletin*, **17**, 1505-1510.
- Tucker, G.B., Berg, W.A., Gentz, D.H., 1987. pH. En: R.D. Williams, G.E. Schumann (eds.), *Reclaiming mine soils and overburden in the western United States. Analytic parameters and procedures*. Soil Conservation Society of America, Iowa, pp. 3-26.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M., 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*, **72**, 169-183.
- Urrutia, M.M., García-Rodeja, E., Macías, F. 1992. Sulfide oxidation in coal-mine dumps: Laboratory measurement of acidifying potential with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and its application to characterize spoil materials. *Environmental Management*, **16**, 81-89.
- U.S. Congress, 1977. *Surface mining control and reclamation act*. Public Law 95-87, 91 Stat. 445. Washington D.C.
- U.S.D.A., 1951. *Soil Survey Manual*. U.S.D.A., Washington.
- Valat, B., Jouany, C., Riviere, L.M., 1991. Characterization of the wetting properties of air-dried peats and composts. *Soil Science*, **152**, 100-107.
- Van Genuchten, M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, **44**, 892-898.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, **19**, 703-707.
- VanderGheynst, J.S., Pettygrove, S., Dooley, T.M., Arnold, K.A., 2004. Estimating electrical conductivity of compost extracts at different extraction ratios. *Compost Science and Utilization*, **12**, 202-207.
- Varela, C., Vazquez, C., Gonzalez, M.V., Leirós, M.C., Gil, F., 1993. Chemical and physical properties of opencast lignite minesoils. *Soil Science*, **156**, 193-204.
- Vargas García, M.C., Suárez Estrella, F., 2008. Efecto de la aplicación de compost sobre las propiedades biológicas del suelo. En: J. Moreno e R. Moral (eds.), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp. 329-350.
- Vázquez, D., Lage, M.A., Parajó, J.C., Vazquez, G., 1991. Transformación de materiales lignocelulósicos: composición, fraccionamiento y aprovechamiento. *Revista de Agroquímica y Tecnología de Alimentos*, **31**, 143-164.
- Vázquez, D., Lage, M.A., Parajó, J.C., 1992. Protein form lignocellulose biomass. Effect of the composition of the starting material. Development in Galicia. *Alimentaria*, **31**, 143-164.
- Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J., Darius, P., 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science*, **148**, 389-403.
- Verdonck, O., Gabriëls, R., 1988. Substrate requirements for plants. *Acta Horticulturae*, **221**, 19-23.
- Vetterlein, D., 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.

- Vetterlein, D., Bergmann, C., Hüttl, R.F., 1999. Can applied organic matter fulfil similar functions as soil organic matter? Risk-benefit analysis for organic matter application as a potential strategy for rehabilitation of disturbed ecosystems. *Plant and Soil*, **213**, 1-10.
- Villada, A., Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2007. Effect of seed imbibition in the response of a germination-elongation test to heavy metals. Soil and Wetland Ecotoxicology International Meeting. Barcelona, 26-27 de novembro 2007.
- Villaescusa, I., Martínez, M., Miralles, N., 2000. Heavy metal uptake from aqueous solutions by cork and yohimbe bark wastes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **75**, 1-5.
- Villaescusa, I., Fiol, N., Martínez, M., Miralles, N., Poch, J., Serralocs, J., 2004. Removal of copper and nickel ions from aqueous solutions by grape stalks wastes. *Water Research*, **38**, 992-1002.
- Vinceslas-Akpa, M., Loquet, M., 1997. Organic matter transformations in lignocellulosic waste products composted or vermicomposted (*Eisenia fetida andrei*): Chemical analysis and <sup>13</sup>C CPMAS NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, **29**, 751-758.
- Visser, S., 1985. Management of microbial processes in surface mined land reclamation in Western Canada. En: R.L. Tate, D.A. Klein (eds.), *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications*. Marcel Dekker, 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., Turk, T., 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Science and Utilization*, **1**, 69-87.
- Walker, R.F., 2003. Comparison of organic and chemical soil amendments used in the reforestation of a Harsh Sierra Nevada site. *Restoration Ecology*, **11**, 466-474.
- Walter, I., Martínez, F., Cala, V., 2006. Heavy metals speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution*, **139**, 507-514.
- Wang, C.M., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J., 2004. Maturity indices of composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**, 767-776.
- Wang, X.S., Qin, Y., 2005. Correlation between magnetic susceptibility and heavy metals in urban topsoil: a case study from the city of Xuzhou, China. *Environmental Geology*, **49**, 10-18.
- Warman, P.R., 1999. Evaluation of seed germination and growth tests for assessing compost maturity. *Compost Science and Utilization*, **7**, 33-37.
- Warman, P.R., Murphy, C., Burnham, J., Eaton, L., 2004. Soil and plant response to MSW compost applications on lowbush blueberry fields in 2000 and 2001. *Small Fruit Review*, **3**, 19-31.
- West, T.O., 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.
- Whitebread-Aburutat, P.H., 1997. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. *Plant and Soil*, **192**, 199-217.
- Wierzbicka, M., Obidzinska, J., 1999. The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. *Plant Science*, **137**, 155-171.
- von Willert, F.J., Stehouwer, R.C., 2003. Compost and calcium surface treatment effects on subsoil chemistry in acidic minespoil columns. *Journal of Environmental Quality*, **32**, 781-788.

- Williamson, J., Rowe, E., Rendell, T., Healey, J., Jones, D., Nason, M., 2003. *Restoring habitats of high conservation value after quarrying: best practice manual*. Institute of Environmental Science, University of Wales, Bangor, 120 pp.
- Wong, M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, **50**, 775-780.
- Wong, M.H., Bradshaw, A.D., 1982. A comparison of the toxicity of heavy metals, using root elongation of rye grass, *Lolium perenne*. *New Phytologist*, **91**, 255-261.
- Wood, M., 1989. *Soil biology*. Blackie and Son, Glasgow.
- Wright, R.D., 1986. Pour through nutrient extraction procedure. *HortScience*, **21**, 227-229.
- Wu, L.K., Ma, L.Q., 2002. Relationship between compost stability and extractable organic carbon. *Journal of Environmental Quality*, **31**, 1323-1328.
- Xunta de Galicia, 1991. *La minería de Galicia*. Consellería de Industria e Comercio, Santiago de Compostela.
- Xunta de Galicia, 1992. *Atlas geoquímico de Galicia*. Dirección Xeral de Industria, Consellería de Industria e Comercio.
- Xunta de Galicia, 1995. *Plan de xestión de residuos perigosos e solos contaminados de Galicia*. Dirección Xeral de Industria, Consellería de Industria e Comercio.
- Xunta de Galicia, 2000. *Plan de xestión de residuos industriais e solos contaminados de Galicia*. Dirección Xeral de Industria, Consellería de Industria e Comercio.
- Ye, Z.H., Wong, J.W.C., Wong, M.H., 2000. Vegetation response to lime and manure compost amendments on acid lead/zinc mine tailings: a greenhouse study. *Restoration Ecology*, **8**, 289-295.
- Yoshida, M., Jedidi, N., Hamdi, H., Ayari, F., Hassen, A., M'Hiri, A., 2003. Magnetic susceptibility variation of MSW compost amended soils: In-situ method for monitoring heavy metal contamination. *Waste Management and Research*, **21**, 155-160.
- Young, I.M., Ritz, K., 2000. Tillage, habitat space and function of soil microbes. *Soil and Tillage Research*, **53**, 201-213.
- Yuan-shen, L., Cheng-chung, L., Chyow-san, C., 2004. Adsorption of Cr(III) from wastewater by wine processing waste sludge. *Journal of Colloid and Interface Science*, **273**, 95-101.
- Zbytnewski, R., Buszewski, B., 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology*, **96**, 471-478.
- Zhang, M., Heaney, D., Henríquez, B., Solberg, E., Bittner, E., 2006. A four-year study on influence of biosolids/MSW cocompost application in less productive soils in Alberta: nutrient dynamics. *Compost Science and Utilization*, **14**, 68-80.
- Zhang, W., Han, D.Y., Dick, W.A., Davis, K.R., Hoitink, H.A.J., 1998. Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and *Arabidopsis*. *Phytopathology*, **88**, 450-455.



- Zheljakov, V., Astatkie, T., Caldwell, C.D., MacLeod, J., Grimmett, M., 2006. Compost, manure, and gypsum application to timothy/red clover forage. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 2410-2418.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., Chen, Y., 2005. Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*, **37**, 2109-2116.
- Zucconi, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: M. De Bertoldi, M. Ferranti, P. L'Hermite, F. Zuconni (eds.), *Compost: production, quality and use*. Elsevier Applied Science, Amsterdam, pp. 30-50.
- Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., de Bertoldi, M., 1981. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle*, **22**, 27-29.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. En: J.K.R. Gasser (ed.), *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier, London, pp. 73-85.



---

ANEXOS



## ANEXO 1. Resumo de métodos de análise.

Táboa I. Métodos de análise de compost e residuos vitivinícolas.

	<i>Método</i>	<i>Referencia</i>
Temperatura	Medida directa con sonda de temperatura	
Humidade	Secado a 105°C	
Propiedades físicas		Norma EN 13041 (AENOR, 2001e)
Densidade aparente compactada		FCQAO (1994)
Distribución de tamaño de partícula	Tamizado en seco	
Cor	Táboas Munsell	Munsell Color Company (2000)
Cor	Colorímetro	
Hidrofobicidade	Molarity of Ethanol Droplet	Roy e McGill (2002)
Susceptibilidade magnética	Bartington MS2B	
pH en auga	Suspensión 1:5 (v/v)	Norma EN 13037 (AENOR, 2001a)
Conductividade eléctrica	Extracto acuoso 1:5 (v/v)	Norma EN 13038 (AENOR, 2001b)
Materia orgánica e carbono total	Combustión a 550°C	Norma EN 13039 (AENOR, 2001c)
Polisacáridos e lignina	Hidrólise ácida	Vázquez et al. (1991)
Carbono soluble	Extracto acuoso 1:10 (m/v)	Zmora-Nahum et al. (2005)
Densidade óptica	Extracto acuoso 1:10 (m/v)	Zmora-Nahum et al. (2005)
Nitróxeno total	Digestión Kjeldhal	Gutián e Carballas (1976)
Nitróxeno soluble	Extracto acuoso 1:10 (m/v)	Zmora-Nahum et al. (2005)

*Táboa I (continuación). Métodos de análise de compost e residuos vitivinícolas.*

	<i>Método</i>	<i>Referencia</i>
Fraccionamento de materia orgánica	Extracción con pirofosfato-NaOH	MAPA (1991)
Fraccionamento de materia orgánica	Extracción con NaOH	Benito et al. (2003)
Ácidos orgánicos	Extracto acuoso 1:10 (m/v)	
Compostos fenólicos	Extracto acuoso 1:10 (m/v)	
Nitróxeno inorgánico asimilable	Extracción con Cl <sub>2</sub> Ca	FCQAO (1994)
Mg asimilable	Extracción con Cl <sub>2</sub> Ca	FCQAO (1994)
P e K asimilables	Extracción con CAL	FCQAO (1994)
Capacidade de cambio catiónico	Extracción con cloruro amónico	Gillman et al. (1983)
Elementos solubles en auga	Extracto acuoso 1:5 (v/v)	Norma EN 13652 (AENOR, 2002c)
Elementos solubles en Cl <sub>2</sub> Ca-DTPA	Extracción con Cl <sub>2</sub> Ca-DTPA	Norma EN 13651 (AENOR, 2002b)
Elementos totais	Dixestión con auga rexa	Norma EN 13650 (AENOR, 2002a)
Cu asociado a materia orgánica	Extracción con pirofosfato-NaOH	
Estabilidade da materia orgánica	Respirometría CO <sub>2</sub>	Thompson et al. (2002)
Actividade dehidroxenasa	Reacción con TTC	Tabatabai (1982)
Biomasa fúnxica	Hidrólise e determinación de glucosamina	Scotti et al. (2001)
Fitotoxicidade	Xerminación con extractos	Zucconi et al. (1985)
Fitotoxicidade	Xerminación con imbibición	Villada et al. (2007)
Fitotoxicidade	Xerminación directa	FCQAO (1994)
Ensaio de substitución de turba	Xerminación directa	Moldes et al. (2006)

*Táboa II. Métodos de análise de lodos de lousa e as súas mesturas con compost. Métodos físicos e mineralóxicos.*

	Método	Referencia
Humidade	Secado a 105°C	
Cor	Táboas Munsell	Munsell Color Company (2000)
Distribución de tamaño de partícula	Dispersión con Calgón e pipeta Robinson	Guitián e Carballas (1976)
Estabilidade das arxilas	Dispersión con auga e pipeta Robinson	Arias (1994)
Mineraloxía	Difracción RX	
Densidade real		Guitián e Carballas (1976)
Densidade aparente e porosidade		Guitián e Carballas (1976)
Susceptibilidade magnética	Bartington MS2B	
Capacidade de retención de auga	Extractor de Richards, leito de area	Guitián e Carballas (1976), Reeve e Carter (1991)
Distribución de tamaño de agregados	Tamizado en seco	Burke et al. (1986)
Estabilidade de agregados		Kemper e Rosenau (1986)
Límites de Atterberg		Liu e Evett (1984)
Conductividade hidráulica saturada		Klute e Dirksen (1986)
Compactación	Test Proctor estándar	

*Táboa III. Métodos de análise de lodos de lousa e as súas mesturas con compost. Métodos químicos e biolóxicos.*

	Método	Referencia
Análise elemental	Combustión CNS Leco	
pH en auga	Suspensión 1:2,5 (m/v)	Guitián e Carballas (1976)
pH en KCl	Suspensión 1:2,5 (m/v)	Guitián e Carballas (1976)
pH de oxidación e produción de acidez	Oxidación con peróxido de hidróxeno	Urrutia et al. (1992)
Conductividade eléctrica	Extracto acuoso 1:2,5 (m/v)	
Materia orgánica e carbono total	Walkley-Black, oxidación húmida con dicromato	Guitián e Carballas (1976)
Carbono soluble	Extracto acuoso 1:10 (m/v) a 25 e 80°C	Ghani et al. (2003)
Carbono soluble	Extracción con K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	
Carbohidratos solubles	Extracto acuoso 1:10 (m/v) a 80°C	Ghani et al. (2003)
Nitróxeno total	Dixestión Kjeldhal	Guitián e Carballas (1976)
Nitróxeno inorgánico asimilable	Extracción con KCl e destilación	Keeney e Nelson (1982)
Capacidade de cambio catiónico	Extracción con cloruro amónico	Gillman et al. (1983)
Catiós asimilables	Extracción con acetato amónico	Guitián e Carballas (1976)
Fósforo asimilable	Extracción con bicarbonato sódico	Olsen e Sommers (1982)
Metais pesados totais	Dixestión ácida en MW	
Metais pesados asimilables	Extracción con DTPA	Lindsay e Norvell (1978)
Carbono procedente de biomasa microbiana	Fumigación-extracción con cloroformo	Vance et al. (1987)
Actividade dehidroxenasa	Reacción con TTC	Tabatabai (1982)
Fitotoxicidade	OCDE 208 modificado	OECD (2006)
Fitotoxicidade	Xerminación directa de cebada	



## **ANEXO 2. Listado de publicaciones derivadas desta Tese**

- (1) Paradelo, R., Cendón, Y., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2007. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. *Geoderma*, **141**, 363-369.
- (2) Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2008. Characterization of slate processing fines according to parameters of relevance for mine spoil reclamation. *Applied Clay Science*, **41**, 172-180.
- (3) Paradelo, R., Devesa-Rey, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009. Estudio del comportamiento hídrico de lodos de serrado de pizarra y descripción mediante el modelo de Van Genuchten. *Boletín Geológico y Minero* (enviado para censar).
- (4) Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009. Properties of slate mining wastes incubated with grape marc compost under laboratory conditions. *Waste Management*, **29**, 579-584.
- (5) Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009. Amelioration of the physical condition of mining wastes by grape marc compost in short-term experiments. *Soil Science Society of America Journal* (en prensa).
- (6) Paradelo, R., Moldes, A.B., Barral, M.T., 2009. Treatment of red wine vinasses with non-conventional substrates for removing coloured compounds. *Water Science and Technology* (en prensa).
- (7) Paradelo, R., Moldes, A.B., González, D., Barral, M.T., 2009. Evaluación de compost y vermicompost de orujo agotado de uva como componentes de sustratos. *Actas de Horticultura* (en prensa).

### ANEXO 3. Vocabulario.

**bagazo esgotado** *spent grape marc* O residuo sólido que resta despois da extracción de alcol do bagazo de uva. Por extensión tamén o residuo que queda despois da extracción de calquera substancia de un residuo agroindustrial.

**capaceo** *stockpiling* A práctica consistente en almacenar as capas superiores de solo retiradas durante as escavacións mineiras, para evitar que se mesturen con materiais profundos e para que poidan ser utilizadas posteriormente.

**codia de piñeiro** *pine bark* O residuo sólido producido durante a explotación da madeira de piñeiro, e que se utiliza, entre outras cousas, en xardinería.

**despalillado** *destemming* Eliminación do escoballo previa ao estruxado da uva. Utilizouse o termo castelán por non sermos capaces de atopar unha equivalencia en galego normativo.

**entulleira** *tailings* Depósito de materiais procedentes das operacións de apertura do oco de extracción, e que consiste en diversos materiais xeolóxicos e edáficos mesturados e desestruturados, apilados sobre solos anteriores.

**escoballo** *grape stalk* Soporte leñoso do racimo de uvas.

**lías** *lees* Depósito sólido que se forma nos líquidos fermentados, especialmente no viño, tamén pouso.

**substrato**<sup>1</sup> *growing medium* Material, ou mestura de materiais normalmente orgánicos, utilizado para o crecemento de plantas sen solo.

**substrato**<sup>2</sup> *seedbed* Material ou mestura de materiais sobre o que se pretende establecer un cultivo, especialmente en restauración de solos degradados.

**lousa** *roofing slate* A rocha característica. En plural, úsase para referirse ás placas finas elaboradas con ela e que se usan para tellar. Para referirse ás formacións xeolóxicas conservouse o termo castelán (por exemplo, a Formación Pizarras de Luarca).

**montón** *windrow* Utilizouse este termo para referirse a cada unha das unidades prismáticas ou trapezoidais utilizadas no sistema de compostaxe máis sinxelo, consistente en amorear o material en grandes montóns, normalmente no exterior.

**pizarrosidade** *slaty cleavage* A foliación paralela ao grao de estratificación que presenta a lousa de tellar e que a caracteriza. O termo tomouse de Lombardero e Quereda (1992), que usan “pizarrosidad”, en preferencia de “esquistosidad primaria” que usan outros autores (Blanco et al., 1989), porque é unha propiedade moi característica da lousa, como reflicte o termo inglés.

**solo importado** (*imported*) *subsoil* Refírese aos horizontes inferiores de solo que se usan na restauración de entulleiras e que se toman de lugares distintos aos da explotación.

**solo superficial** *topsoil* En minería, os horizontes superficiais do solo que se retiraron durante a explotación a ceo aberto, e que despois se reutilizan para a restauración por ser máis ricos en materia orgánica. Aínda que os termos *subsoil* e *topsoil* non son equivalentes en inglés a solo importado e solo superficial, respectivamente, ao longo desta memoria traducíronse sistematicamente así, por considerar que o solo superficial procede na maioría dos casos da propia explotación, e que o solo subsuperficial da explotación non se usa en restauración, mentres que o solo importado contén polo xeral solo superficial e subsuperficial mesturado.

**tamiz** *mesh/sieve* Por tradición, preferiuse non traducir este termo e conservar a forma castelán tanto en substantivo como na forma verbal.

**valor de entrada de ar** *air entry value* Define o cambio pronunciado de pendente da curva de retención de auga dun solo. Traduciuse literalmente porque non se puido atopar unha equivalencia exacta en castelán nin en galego.

**verme** *earthworm* Úsase sempre para designar aos anélidos, como sinónimo de miñoca ou lombriga, nunca ás larvas de insectos.

**vinazas** *vinasses* Suspensión separada dun líquido en fermentación, que inclúe as lías.

#### **ANEXO 4. Abreviaturas e acrónimos.**

AAS: espectroscopía de absorción atómica

AASHTO: Asociación Americana de Administracións de Estradas Estatais e Transportes

AEDT: ácido etilendiaminotetraacético

AENOR: Asociación Española de Normalización e Certificación

CE: condutividade eléctrica

CIC: capacidade de cambio de catións

CICe: capacidade efectiva de cambio de catións

CIE: Comisión Internacional de Normalización

DHA: actividade dehidroxenasa

DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético

DO: Denominación de Orixe

EDAR: estación depuradora de augas residuais

*et al.*: “e colaboradores”

FAO: Organización das Nacións Unidas para a Agricultura

FCQAO: Axencia Alemana para a Calidade do Compost

FORSU: fracción orgánica dos residuos sólidos urbanos

GI: índice de xerminación

ITR: Instrución Técnica de Residuos

MAPA: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

MO: materia orgánica

nd: por debaixo do límite de detección, non detectado

PAHs: hidrocarburos aromáticos policíclicos

PCBs: bifenilos policlorados

PNA: produción neta de acidez

RSU: residuos sólidos urbanos

SOGAMA: Sociedade Galega de Medio Ambiente

TTC: cloruro de 2,3,5-trifeniltetrazolio

TPF: 1,3,5-trifeniltetrazolformazán

## **ANEXO 5. Fotografías.**

Remigio Paradelo, Delfín Álvarez (p. 18), María Teresa Barral (pp. 38, 42 e 43), Víctor Cárdenes (pp. 71 e 72), Roxelio Pérez (p. 77), Sergio Quiroga (p. 106), Antía Villada (p. 139).