



**UNIVERSIDADE DA CORUÑA**  
Departamento de Química Física

REMEDIAÇÃO DE SUELOS FORRAJEROS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS.  
IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS ORGANICOS Y FITOEXTRACCIÓN



**TESIS DOCTORAL**



Marta  
Susana  
Zubillaga  
2012

A Coruña, Octubre 2012



Departamento de Química Física

Tesis de Doctorado

**REMEDIACION DE SUELOS FORRAJEROS CONTAMINADOS CON  
METALES PESADOS: IMPACTO DE LA APLICACIÓN DE  
RESIDUOS ORGÁNICOS Y FITOEXTRACCIÓN**

Presentada por:

**Marta Susana Zubillaga**

Directores:

**Dra. Alicia Fernández Cirelli**

**Dr. Antonio Paz González**

**OCTUBRE DE 2012**



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

**Dña. Alicia FERNÁNDEZ CIRELLI**, Profesora Titular de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Buenos Aires (UBA), y Directora del Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua, y **D. Antonio PAZ GONZÁLEZ**, Catedrático de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de A Coruña (UDC),

**CERTIFICAN:**

Que la presente Memoria titulada “**Remediación de Suelos Forrajeros Contaminados con Metales Pesados: Impacto de la Aplicación de Residuos Orgánicos y Fitoextracción**” que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta **Dña. Marta Susana ZUBILLAGA**, ha sido realizada bajo nuestra dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizamos su presentación en el Departamento de Química Física e Ingeniería Química I de la Universidade da Coruña.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en A Coruña, a 19 de septiembre de 2012.

Fdo.

Alicia Fernández Cirelli

Fdo.

Antonio Paz González

*A Juan Manuel, Rocío Inés,  
Ana Belén y María Victoria*

## **AGRADECIMIENTOS**

A Antonio por la posibilidad que me brindó de realizar mi doctorado.

A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y a la Universidad de Buenos Aires, quienes financiaron esta tesis.

A mi mamá por sus expresiones constantes de apoyo y su calidez.

A mi amor, con él aprendí que el tránsito por la vida es mas fácil de a dos y que las utopías pueden ser sueños alcanzables... gracias por bancarme tantas....

## RESUMO

O obxectivo desta tese foi estudar a fitorremediación asistida en solos contaminados con metais, tendo en conta experimentos de compostaxe, descomposición e fitotoxicidade con varias emendas que foron feitos en laboratorio, invernadoiro e campo. Estudouse a acción de diversos refugallo orgánicos sobre as perdas de nitróxeno nas fases de aplicación e almacenamento. Tamén se avaliou o efecto que produce o tempo de compostaxe nestas perdas e mais a evolución do carbono. Observáronse as posibilidades de mobilidade dos metais pesados e estudouse o uso de emendas con calcio, compós de biosólido e mais fitoremediación, por separado ou en combinación.

Os resultados indican que durante a compostaxe as perdas de amoníaco son inevitables. Estendeuse o estudo a outros refugallo orgánicos, como o esterco de equino e de vacún. A mineralización diferencial dos residuos orgánicos supuxo perdas de amoníaco en función da emenda usada. Observouse que a respiración dos microorganismos está ligada a descomposición dos abonos, a cal aumentou con tempo do ensaio. Deste xeito os esterco sen estabilización previa evidenciaron altas taxas de respiración.

Ademais avaliáronse os efectos fitotóxicos das distintas emendas. O ensaio realizado con raigrás, especie común nos pastos pampeanos, mostrou que os efectos fitotóxicos dependen principalmente do pH e mais da condutividade eléctrica. Estes efectos observáronse tanto no retraso do momento da xerminación como na súa porcentaxe.

Unha vez determinados os efectos ambientais do uso de diferentes refugallo orgánicos, optouse por continuar os estudos co compós de biosólidos. Avaliouse si su o

seu uso favorecía a contaminación con metais pesados nos solos onde eran aplicados. A adición o solo contaminado de emenda con caliza produciu a redución da biodisponibilidade de Cd y Zn, mostrando efecto directo na remediación de sitios contaminados. O uso conxunto con compós podería ser ademais unha opción viable para a mellora da fertilidade física e química dos solos a remediar.

Finalmente, estudouse o uso do compós de biosólidos e mais o uso da fitorremediación con *Festuca rubra* na mellora de solos contaminados con cadmio, cobre, chumbo e cinc. Os resultados dos experimentos en columnas axudaron a clarificar este aspecto. A aplicación de compós presentou un impacto ambiental positivo. Debido o incremento da biomasa evidenciouse a redución do efecto da erosión hídrica e mais eólica diminuíndo desta forma la dispersión do horizonte superficial contaminado deica outras áreas. O incremento da relación de Cd e Pb aéreo/raíz coa aplicación de compós permitiu potenciar o efecto fitoremediador da festuca, debido a posibilidade de colectar en maior proporción o metal absorbido.

No solo observouse a maior mobilidade das fraccións extraíbles con DTPA fronte as fracción totais. A aplicación de compós con o sen planta diminuíu a mobilización do Zn, Cu y Cd total, o que limita a súa posible lixiviación a prol dos horizontes inferiores, sen embargo este efecto non se evidenciou na fracción extraíble con DTPA. Convén discutir estes datos cos resultados dos lixiviados . No ensaio de lixiviación a través dos horizontes dun solo típico da Rexión Pampeana demostrouse que o horizonte Bt presenta unha barreira a la lixiviación de metais. A aplicación de unha doses de emenda orgánica e mais o cultivo sucesivo, non influíron na lixiviación de metais. Para os niveis de contaminación estudados, los lixiviados obtidos non presentaron concentracións que superen os límites establecidos polos estándares de calidade de auga de bebida. Isto permitiríanos concluir, xa que logo, que a

fitorremediación asistida e unha práctica aconsellada para a remediación de áreas extensas contaminadas con metais pesados.

## RESUMEN

El objetivo de la presente tesis fue estudiar la fitoremediación asistida en suelos contaminados con metales. Se tuvieron en consideración estudios de compostaje, descomposición y fitotoxicidad de distintas enmiendas. Para llevar a cabo dicho objetivo se realizaron diversos ensayos. Entre ellos se contempló la realización de ensayos en laboratorio, en invernáculo y en el campo. Se estudiaron los efectos de diversos residuos orgánicos sobre las pérdidas de nitrógeno durante su aplicación y almacenaje. También se evaluó el efecto que produce el tiempo de compostaje sobre estas pérdidas y cómo evoluciona la mineralización del C durante el mismo. Se observaron las posibilidades de movilidad de metales con la aplicación de biosólido a los suelos. Teniendo en cuenta el fin de remediar sitios contaminados con metales pesados se estudió el uso de enmiendas calcáreas, compost de biosólido y la fitorremediación, solos o en combinación.

Los resultados obtenidos indican que, durante el proceso de compostaje, las pérdidas de amoníaco son inevitables. Se extendió el estudio a otros residuos orgánicos, tales como el estiércol equino y el vacuno. La posibilidad de mineralización diferencial de los residuos orgánicos conlleva a pérdidas amoniacaes en función de la enmienda utilizada. Se observó que la respiración de los microorganismos está ligada a la descomposición de los abonos, la cual incrementó con el tiempo de estudio. Los estiércoles sin estabilización previa evidenciaron alta tasa de respiración. Además, se evaluaron los efectos fitotóxicos de diferentes enmiendas. El ensayo realizado con raigras, especie muy común de las pasturas pampeanas, mostró que los efectos fitotóxicos se relacionaron principalmente con el

pH y la conductividad eléctrica. Estos efectos se observaron tanto en el retraso del momento de germinación como en su porcentaje.

Una vez determinados los efectos ambientales de la generación y uso de diferentes residuos orgánicos, se optó por continuar los estudios con el compost de biosólidos. Correspondió entonces evaluar si su uso favorecía la contaminación con metales pesados en los suelos donde eran vertidos.

La adición al suelo contaminado de enmienda calcárea produjo la reducción en la biodisponibilidad de Cd y Zn, mostrando efecto directo sobre la remediación de sitios contaminados. Su uso conjunto con compost además podría ser una opción viable para el mejoramiento de la fertilidad física y química de los suelos a remediar. Finalmente, se estudió el uso del compost de biosólidos y el uso de la fitorremediación con *Festuca rubra* en la remediación de suelos contaminados con cadmio, cobre, plomo y cinc. Los resultados de los experimentos en columnas ayudaron a clarificar este aspecto. La aplicación de compost presentó un impacto ambiental positivo. Debido al incremento de la biomasa lograda se evidenciaría la reducción del efecto de la erosión hídrica o eólica disminuyendo de esta forma la dispersión del horizonte superficial contaminado hacia otras áreas. El incremento de la relación de Cd y Pb aéreo/raíz con la aplicación de compost, permitiría potenciar el efecto fitorremediador de *Festuca*, debido a la posibilidad de cosechar en mayor proporción el metal absorbido.

En el suelo se observó la mayor movilidad de las fracciones extractables con DTPA frente a las fracciones totales. La aplicación de compost, con o sin planta, disminuyó la movilización del Zn, Cu y Cd total, lo cual limita su posible lixiviación hacia los horizontes inferiores; sin embargo, este efecto no se evidenció en la

fracción extractable con DTPA. Cabría discutir lo hallado entonces con los lixiviados. En el experimento de lixiviación a través de los horizontes de un suelo típico de la Región Pampeana se demostró que el horizonte Bt presenta una barrera a la lixiviación de metales. La aplicación de una dosis de enmienda orgánica y el cultivo sucesivo, no influyeron en la lixiviación de metales. Para los niveles de contaminación estudiados, los lixiviados obtenidos no presentaron concentraciones que superen los límites establecidos por los estándares de calidad de agua de bebida. Esto nos permitiría concluir entonces que la fitorremediación asistida es una práctica aconsejada para la remediación de áreas extensas contaminadas con metales pesados.

## **ABSTRACT**

The aim of this thesis was to study the assisted phytoremediation in contaminated soils with metals. To accomplish this objective, various tests were conducted in the laboratory, greenhouse and field. The effects of various organic residues on nitrogen losses during application and storage were studied. There was also evaluated the effect of composting time on these losses and how C mineralization evolves during it. The opportunities for metal's mobility by biosolid application to soils were observed. Considering the aim of remediating contaminated sites with heavy metals, it was studied the use of calcareous amendments, Biosolid compost and phytoremediation.

The results show that, during the composting process, ammonia losses are inevitable. The testing was extended to other organic residues, such as equine and bovine manure. The possibility of differential mineralization of organic residues leads to ammonia loss in terms of the amendment used. It was observed that the microorganisms' respiration is linked to the fertilizer's decomposition, which increased with study time. Manures without prior stabilization showed a high respiration rate. There were also evaluated the phytotoxic effects of different amendments. The testing with ryegrass, a very common kind of the Pampas grasslands, showed that the phytotoxic effects were mainly associated to pH and electrical conductivity. These effects were observed both in the delaying at the time of germination and in their percentage.

Having identified the environmental effects of the generation and use of different organic residues, it was decided to continue the testing with biosolids

compost. Then it was decided to evaluate if its use favored heavy metals contamination in soils where they were discharged.

The addition of contaminated calcareous amendment to the soil produced the reduction in the bioavailability of Cd and Zn, showing a direct effect on the remediation of contaminated sites. Its use in connection with compost could also be a viable option for improving the physical and chemical fertility of soil remedying.

Finally, it was studied the use of biosolids compost and the use of phytoremediation with *Festuca rubra* in the remediation of soils contaminated with cadmium, copper, lead and zinc. The results of these experiments in columns helped to clarify this point. Compost application presented a positive environmental impact. Due to increased biomass achieved it would be evidenced the reduction of the effect of wind and water erosion, decreasing the dispersion of contaminated topsoil into other areas. The increase in the ratio of Cd and Pb aerial / root with the application of compost would strengthen the phytoremediator effect of *Festuca* because of the possibility of harvesting the absorbed metal in a greater proportion.

On the soil, it was clarified the greater mobility of extractable fractions with DTPA versus total fractions. It was observed that the application of compost with or without the plant decreased the mobilization of Zn, Cu and Cd total, limiting its possible leaching to lower horizons, but, however, this effect was not evidenced in the extractable fraction with DTPA. It would be appropriate to discuss then what was found in leachate. In the leaching experiment through the horizons of a typical soil in the Pampas, it was shown that the Bt horizon presents a barrier to leaching of metals. The application of a dose of organic amendment and successive crop had no effect on the leaching of metals. For pollution levels studied, the obtained leachate showed

no concentrations exceeding the limits set by the standards of quality drinking water. This would allow us to conclude then that assisted phytoremediation is a recommended practice for remediation of large areas contaminated with heavy metals.

## ÍNDICE GENERAL

### CAPÍTULO 1.- INTRODUCCIÓN

<b>1.1 Residuos</b> .....	1
1.1.1. Generalidades .....	1
1.1.2. Definición y origen de los residuos ganaderos y urbanos .....	2
1.1.3. Efecto ambiental del uso de residuos .....	6
1.1.4. Estrategias para el manejo de residuos. Compostaje .....	9
<b>1.2 Suelos</b> .....	13
1.2.1 Definición y características .....	13
1.2.2. Características del suelo para inactivar la contaminación .....	16
1.2.3. Los suelos de la región pampeana en la producción ganadera y como destino de sus residuos .....	18
<b>1.3 Contaminación del recurso suelo</b> .....	21
1.3.1. Los metales pesados en el ambiente edáfico .....	22
1.3.2. Disponibilidad de los metales pesados en el suelo .....	25
1.3.3. Metodologías propuestas de remediación del suelo contaminado ....	27
<b>1.4 Objetivos</b> .....	34
1.4.1. General .....	34
1.4.2. Específicos .....	34
<b>1.5 Hipótesis</b> .....	35
1.5.1 General .....	35
1.5.2 Parciales .....	35

### CAPÍTULO 2.- EFECTO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE BIOSÓLIDOS SOBRE LA VOLATILIZACIÓN DEL AMONÍACO

<b>2.1 Las pérdidas de amoníaco durante el compostaje de biosólidos y su posible impacto ambiental</b> .....	37
2.1.1 Objetivos del Capítulo 2 .....	37
<b>2.2 Compost de biosólidos utilizados en los experimentos</b> .....	38
<b>2.3 Materiales y Métodos</b> .....	41
<b>2.4 Resultados y Discusión</b> .....	42
<b>2.5 Conclusiones del Capítulo</b> .....	45

### CAPÍTULO 3.- CAPACIDAD DE REMEDIACIÓN DE COMPOST Y ENMIENDA INORGÁNICA

<b>3.1 Introducción</b> .....	46
3.1.1 Objetivos del Capítulo 3 .....	47
<b>3.2 Materiales y Métodos</b> .....	47

3.2.1 Ensayo experimental y análisis realizados .....	50
<b>3.3 Resultados y Discusión .....</b>	<b>53</b>
<b>3.4 Conclusiones del Capítulo .....</b>	<b>59</b>

#### **CAPÍTULO 4.- MINERALIZACIÓN Y EMISIONES DE AMONÍACO DE DIFERENTES ABONOS ORGÁNICOS URBANOS Y DE LA PRODUCCIÓN PECUARIA**

<b>4.1 Introducción .....</b>	<b>60</b>
4.1.1 Objetivos del Capítulo .....	61
<b>4.2 Materiales y Métodos .....</b>	<b>61</b>
4.2.1 Enmiendas orgánicas .....	61
4.2.2 Ensayo de volatilización .....	61
4.2.3 Ensayo de mineralización .....	62
<b>4.3 Resultados y Discusión .....</b>	<b>63</b>
4.3.1 Volatilización del NH <sub>3</sub> .....	63
4.3.2 Mineralización del carbono .....	64
<b>4.4 Conclusiones del Capítulo .....</b>	<b>66</b>

#### **CAPÍTULO 5.- FITOTOXICIDAD DESDE DISTINTOS ABONOS PECUARIOS Y URBANOS**

<b>5.1 Introducción .....</b>	<b>67</b>
5.1.1 Objetivos del Capítulo .....	68
<b>5.2 Materiales y Métodos .....</b>	<b>68</b>
5.2.1 Enmiendas orgánicas .....	68
5.2.2 Ensayo de germinación y mediciones realizadas .....	69
5.2.3 Análisis estadístico .....	69
<b>5.3 Resultados y discusión .....</b>	<b>70</b>
5.3.1 Germinación de semillas y elongación radicular .....	70
5.3.2 Índice de Germinación .....	72
<b>5.4 Conclusiones del Capítulo .....</b>	<b>74</b>

#### **CAPÍTULO 6: MOVIMIENTO EN PROFUNDIDAD DE CUATRO ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS PROVENIENTES DE BIOSÓLIDOS EN DOS SUELOS DE LA PRADERA PAMPERA**

<b>6.1 Introduccion .....</b>	<b>75</b>
6.1.1 Objetivos del Capítulo .....	76
<b>6.2 Materiales y Métodos .....</b>	<b>76</b>
<b>6.3 Resultados y Discusión .....</b>	<b>78</b>
6.3.1 Concentración total de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc en los perfiles de suelos al cese de la aplicación de biosólidos .....	78

6.3.2 Concentración extractable de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc en suelos .....	81
6.3.3 Concentración superficial total y extractable de metales pesados en distintos momentos desde la aplicación de biosólido .....	83
<b>6.4 Conclusiones del Capítulo .....</b>	<b>85</b>

**CAPÍTULO 7: EFECTO DE LA FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA SOBRE LA SORCIÓN DE METALES PESADOS DESDE UN SUELO CONTAMINADO**

<b>7.1 Introducción .....</b>	<b>87</b>
7.1.1 Objetivos del Capítulo .....	89
<b>7.2 Materiales y Métodos .....</b>	<b>89</b>
7.2.1 Obtención y Contaminación de muestras de suelo .....	89
7.2.2 Experimento de lixiviación en columnas de suelos .....	90
7.2.3 Análisis del material vegetal, suelos y lixiviados .....	92
<b>7.3 Resultados y discusión .....</b>	<b>94</b>
7.3.1 Material vegetal .....	94
7.3.2 Concentración total y disponible de metales en los distintos horizontes del suelo .....	101
7.3.3 Masa total de metales en los distintos horizontes del suelo .....	104
7.3.4 Concentración de metales en lixiviados .....	108
7.3.5 Masa total de metales en los lixiviados .....	110
<b>7.4. Conclusiones del capítulo .....</b>	<b>112</b>

<b>CAPÍTULO 8: CONSIDERACIONES FINALES .....</b>	<b>114</b>
--	------------

<b>CAPÍTULO 9: BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>118</b>
---------------------------------------	------------

## **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN**

### **1.1 RESIDUOS**

#### **1.1.1 Generalidades**

El término residuo se aplica a todo objeto, energía o sustancia sólida, líquida o gaseosa, que resulta de la utilización descomposición, transformación, tratamiento o destrucción de una materia y/o energía y que carece de utilidad o valor para su dueño (Jacobo y Rougès, 1993). La legislación nacional argentina, no define al vocablo residuo a no ser para residuos peligrosos (Ley 24051). La Ley 11720 de residuos especiales de la provincia de Buenos Aires define al término residuo a cualquier sustancia u objeto, gaseoso (siempre que se encuentre contenido en recipientes), sólido, semisólido o líquido del cual su poseedor, productor o generador se desprenda o tenga la obligación legal de hacerlo. Estas definiciones de residuos llevan a determinar la falta de valor económico de los mismos. Esto puede deberse tanto a la inexistencia de una tecnología adecuada para su reciclado y aprovechamiento, como a la dificultad para la comercialización de los productos recuperados.

Los residuos pueden clasificarse según su naturaleza en orgánicos e inorgánicos, destacándose los orgánicos por su elevado volumen de producción y su fuerte impacto medioambiental. Existen tres grandes sectores productores de residuos orgánicos (Abad y Puchades, 2002; Climent *et al.*, 1996):

- Sector primario: Residuos agrícolas, ganaderos y forestales

- Sector secundario: Residuos industriales (agroalimentarios, textiles, etc.)
- Sector terciario: Residuos urbanos (RSU, lodos de depuración, etc.)

### **1.1.2 Definición y origen de los residuos ganaderos y urbanos**

#### **Residuos ganaderos**

Debido al actual proceso de intensificación e industrialización, el sector agropecuario ha producido un aumento significativo de los residuos y especialmente su concentración espacial (Andriulo *et al.*, 2003). Por ese motivo, producciones ganaderas que generan gran cantidad de residuos orgánicos, no siempre tienen lotes de cultivo o instalaciones suficientes y/o dispuestos a recibirlos. Estas excretas (heces y orina) cuando no cierran el ciclo de los nutrientes, se concentran en áreas no productivas como instalaciones de ordeño, callejones, corrales, etc. (Whitte *et al.*, 2001). El problema, por lo tanto, no es la producción de estiércol en sí, sino el desequilibrio existente entre el volumen de excreciones animales concentradas y la superficie agrícola disponible para su aplicación en las zonas de las instalaciones ganaderas, o su industrialización. Este desequilibrio puede provocar contaminación por lixiviado de nutrientes en las zonas donde se acumulan (Atkinson y Watson, 1996).

La mayoría del estiércol contiene, mezclado con las excretas sólidas y la orina, una parte importante de paja o algún otro material como aserrín, virutas de madera, cascarilla de arroz, que se utilizan como lecho del ganado. Esta mezcla está, por tanto, constituida por materiales ricos en nitrógeno y compuestos muy ricos en carbono, por su alto contenido en celulosa y lignina (Almansa *et al.*, 2007). No obstante, el contenido en nutrientes del estiércol presenta una gran variabilidad

dependiendo de muchos factores como son: el tipo de animal y destino, clase y proporción del material utilizado en el lecho, sistema de estabulación, su nutrición y consumo de agua, edad, sexo, estado fisiológico, sistema de limpieza, tratamiento y duración del almacenaje (Esteban Turzo, 1993).

A parte del proceso de intensificación e industrialización del sector agropecuario que he desarrollado, en la región pampeana existe la presencia de grandes urbes e industrias (incluida la agroindustria) (Benencia 2002; Llosa *et al.*, 1990). La formación de grandes cantidades de compuestos químicos residuales de elevada toxicidad y con capacidad de bioacumulación es uno de los efectos indeseados del desarrollo industrial. La presencia de metales pesados altamente tóxicos constituye un importante factor contaminante a controlar siendo los suelos particularmente afectados por la deposición de residuos producidos por la urbanización y la industrialización (Al-Khashman, 2004).

### **Residuos urbanos**

El elevado nivel poblacional de la Ciudad de Buenos Aires lleva a una gran generación de residuos cloacales. El destino de estos residuos es un gran problema. Los residuos cloacales generados en la Ciudad de Buenos Aires tienen su destino la Planta depuradora de líquidos cloacales ubicada en la localidad de Berazategui, Provincia de Buenos Aires. La cuenca Berazategui drena los efluentes cloacales a través de la cual llegan los biosólidos al Río de la Plata.

Figura 1.2: Vista de planta depuradora de líquidos cloacales ubicada en el partido de San Fernando. Foto adquirida de AySA SA.



El material orgánico, obtenido de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas se denomina biosólido. Este producto se obtiene del tratamiento de los líquidos cloacales, los cuales difieren entre sí, entre otras cosas, en función del grado de estabilización del producto final. Dichos tratamientos pueden ser: i. primarios, sin tratamiento biológico, basado en procedimientos de separación física, ii. secundarios, los cuales comprenden procedimientos físicos y biológicos, mediante los cuales se reduce la presencia de patógenos y parásitos y el contenido de compuestos carbonados lábiles en los biosólidos, y iii. terciarios, en los cuales se suman a los tratamientos físicos y biológicos, la estabilización química del mismo (National Research Council, 1996). Dentro de las alternativas disponibles para la disposición final de los biosólidos se destaca el reciclaje del residuo.

Existe una normativa (Resolución 97/2001) de la Secretaria de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental del Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente (Ley de Ministerios N° 22.520 (Decreto N° 438/92), modificada por las Leyes 24.190 y 25.233; y el Decreto N°148/2001). La norma tiene por objeto regular el manejo, tratamiento, utilización y disposición final de los barros resultantes de las diferentes operaciones unitarias que realicen las plantas de tratamiento de efluentes cloacales, mixtos cloacales- industriales, industriales, agroindustriales y/o especiales. Los barros se categorizan según superen o no el valor límite establecido para determinados parámetros. Contempla las formas de uso como abonos o enmiendas en sistemas agrícola/ganadero, forestales, para la recuperación de suelos degradados o restauración del paisaje, elaboración de abonos o enmiendas, entre otros (Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente, 2001).

Los biosólidos pueden ser utilizados como mejoradores del suelo y como fuente de nutrientes (Zasada y Tenuta, 2008). Aunque las ventajas agronómicas de los biosólidos como fuentes nutrientes se han demostrado a nivel nacional e internacional (Lavado, *et al.*, 2005; Basta, 2000; Sloan y Basta, 1995), existe preocupación por la presencia de microorganismos patógenos, sustancias orgánicas tóxicas y la movilidad y la disponibilidad de metales pesados (Smith, 1996).

El uso de biosólidos y otros residuos en la agricultura argentina no es una práctica común. Una alternativa utilizada en pequeña escala es en suelos no agrícolas donde los microorganismos logran su descomposición después de la estabilización aeróbica (landfarming), y en menor importancia como relleno sanitario (landfilling) (Andreoli *et al.*, 2001). La incineración no es realizada en nuestro país, aunque se considera un método atractivo de producción energética y de reducción

simultáneas del volumen (Torri y Lavado, 2008). La mayor parte de los líquidos cloacales no se tratan y se disponen en un cuerpo receptor de agua.

### **1.1.3 Efecto ambiental del uso de residuos**

Tanto el contenido en materia orgánica del estiércol como su estabilidad, son parámetros importantes a tener en cuenta, antes de su incorporación al suelo. El aporte de grandes cantidades de materia orgánica, mejorar las propiedades físicas y recuperar las funciones hidrológicas de estos suelos degradados, es necesario (Larney y Janzen, 1996; Pagliai *et al.*, 1981). Para llevar a cabo este proceso en una escala de tiempo razonable, no se puede contar con las tecnologías de enriquecimiento en materia orgánica utilizadas en la agricultura (Civeira y Lavado, 2006). Deben efectuarse grandes aportes instantáneos de materia orgánica, por ejemplo mediante el empleo de estiércol, biosólidos, residuos agroindustriales, etc. (Larney y Janzen, 1996). El agregado de materia orgánica aumenta la estabilidad estructural (Tisdall y Oades, 1982; Piccolo y Mbagwu, 1990; Sasal *et al.*, 2000), disminuye la densidad aparente (Khaleel *et al.*, 1981; Clapp, *et al.*, 1986; Tester, 1990), mejora las tasas de infiltración de agua y la conductividad hidráulica (Felton *et al.*, 1995). El incremento de la estabilidad y el número de los macro y mesoporos (Pagliai *et al.*, 1981; Pagliai y Antisari, 1993), afecta indirectamente la existencia y el funcionamiento de las llamadas "áreas de flujo preferencial".

Como aspecto positivo, aparte de la importancia del aporte de materia orgánica del estiércol a los suelos, se debe tener en cuenta su contenido en nutrientes. El contenido de nutrientes en los abonos orgánicos está directamente relacionado con las concentraciones de esos nutrientes en los ingredientes utilizados

para la elaboración de los abonos (Benzing, 2001). Diversos autores señalan la presencia de N, P, K, Ca y micronutrientes (Eghball y Powe, 1994; Maskina y Meelu, 1995; Pikull y Allmaras, 1986; Singh *et al.*, 1995). El nitrógeno está presente en las fracciones líquidas y sólidas de los estiércoles en diferentes formas. Una parte está en forma mineral, constituida casi completamente por nitrógeno en forma amoniacal. La otra parte está en forma orgánica y, por tanto, debe ser mineralizada para poder ser utilizada por los vegetales. Este nitrógeno orgánico está constituido por sustancias de naturaleza diversa y con una velocidad de descomposición variable. No obstante, en una primera aproximación, estos compuestos nitrogenados orgánicos se pueden dividir en dos fracciones según la velocidad de mineralización: una fracción que se mineraliza bastante rápido en el curso del año de aplicación y la fracción residual que se libera más lentamente en el transcurso de los siguientes años.

Entre los aspectos negativos de la introducción de estiércol al suelo se puede destacar el ingreso eventual de materia orgánica que no ha adquirido un cierto nivel de estabilidad. Esto puede provocar problemas de inmovilización del nitrógeno (Al-Ismaily y Walworth, 2008). A menudo se utiliza la relación C/N del sustrato, para prevenir la importancia del fenómeno de inmovilización neta por la incorporación al suelo de un abono orgánico. Los materiales con una relación C/N baja favorecen la mineralización neta del nitrógeno, mientras que, los materiales con una relación C/N alta favorecen la inmovilización. Un gran número de estudios (Aoyama y Tomohiro, 1993; Olf *et al.*, 1994; Olesen *et al.*, 1997) determinan la relación C/N, como un factor importante, que afecta a la tasa de mineralización del nitrógeno orgánico en los suelos abonados con residuos orgánicos. Pero la relación C/N no indica el tipo de

materia orgánica ni su biodegradabilidad. El parámetro que nos indica si la materia orgánica del residuo es fácilmente degradable o su estabilidad, son los índices, grado y tasa de humificación de los mismos (Acosta *et al.*, 2004).

Además, la incorporación de enmiendas no estabilizadas puede afectar el crecimiento y provocar daño en los cultivos por fitotoxicidad. Esto es debido a la presencia de sustancias tóxicas por la biodegradación insuficiente de la materia orgánica (Brodie *et al.*, 1994; He *et al.*, 1995; Keeling *et al.*, 1994). Los residuos orgánicos inmaduros pueden acumular ácidos orgánicos de bajo peso molecular y otros metabolitos orgánicos (Costa *et al.*, 1991). Los ácidos alifáticos de cadena corta (ácidos grasos de bajo peso molecular y ácidos grasos volátiles) tales como el ácido acético y varios compuestos fenólicos producidos durante la descomposición activa de los compuestos orgánicos, suprimen la germinación de las semillas, la proliferación de las raíces y el rendimiento de los cultivos. El consenso parece ser que en lugar de un único compuesto, combinaciones de varios compuestos son las responsables de esta toxicidad (Manios *et al.*, 1987; Zucconi *et al.*, 1981; Zucconi *et al.*, 1985).

Otro aspecto no menos importante es la volatilización del amoníaco. La mayor parte de las pérdidas de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) a la atmósfera están relacionadas con el manejo del estiércol (Van der Stelt *et al.*, 2007). En áreas con alta intensidad ganadera, más del 70% de las emisiones de  $\text{NH}_3$  pueden atribuirse a prácticas agrícolas (Sommer y Hutchings, 2001). Aparte de la disminución en el contenido de nutrientes del estiércol, las excesivas pérdidas de  $\text{NH}_3$  pueden producir acidificación del suelo y eutrofización de cursos de agua. En la atmósfera, el  $\text{NH}_3$  puede

reaccionar con nitrato y sulfato con la formación de partículas, pudiendo contribuir a la deposición ácida regional (Sommer y Hutchings, 2001)

#### **1.1.4 Estrategias para el manejo de Residuos. Compostaje**

Los residuos constituyen un material voluminoso, emisor de olores desagradables, que requieren un manejo especial. Algunas alternativas tales como el vertido incontrolado al mar, océanos o cursos de agua; producen contaminación de aguas superficiales. Este vertido puede ser directo o indirecto (escurrimiento).

El compostaje de este material podría reducir sus aspectos negativos (Schulz y Röemheld, 1997; Kashmanian *et al.*, 2000). El compostaje es un proceso biooxidativo que asegura la reducción de patógenos, elimina olores desagradables y estabiliza el material (Zucconi y de Bertoldi, 1987). El éxito del uso del compost está dado por su estabilidad o madurez, y han sido utilizados una amplia variedad de parámetros para determinar su estabilidad (Lasaridi y Stentiford 1997).

El compost de residuos es un valioso recurso agrícola, cuya producción contribuye al desarrollo sustentable a través del reciclado de materia orgánica y nutrientes, la conservación de nutrientes disponibles del suelo y la reducción del volumen de residuos destinados a vertederos. La optimización de la calidad del compost aumenta el interés en el uso del mismo como alternativa de manejo de residuos y maximiza los efectos positivos cuando son aplicados al suelo.

El compostaje de residuos es el proceso más recomendado a nivel mundial para la transformación de residuos orgánicos en recursos agrícolas o paisajista (de Bertoldi *et al.*, 1996; Kashmanian *et al.*, 2000). Es un proceso que involucra un sustrato orgánico heterogéneo en estado sólido, por el cual éste atraviesa una etapa

termofílica y produce CO<sub>2</sub> y agua, minerales y materia orgánica estabilizada denominada “compost” (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

El compostaje involucra varias fases, que pueden ser vistas desde distintos aspectos. Etapas termofílica y mesofílica si se considera la evolución de la temperatura; etapa activa y de estabilización si se considera la intensidad de la actividad microbiana y etapa de producción de fitotoxinas y maduración si se considera la aptitud para su uso como enmienda (Costa *et al.*, 1991; Golueke, 1991; Rynk, 1992; García *et al.*, 1994; Day y Shaw, 2001). A su vez, estas etapas están interrelacionadas y dependen de las características del sustrato y la composición de la flora microbiana, que también evolucionan a lo largo del proceso.

Durante el proceso de compostaje se produce disminución en peso de los residuos orgánicos tratados, y en cada una de las etapas se producen cambios en numerosas propiedades químicas, físicas y biológicas de los materiales orgánicos (Iglesias-Jiménez y Pérez-García, 1989), hasta llegar a la formación de moléculas polimerizadas de naturaleza húmica. Este proceso va también acompañado por la disminución en la actividad biológica (Climent *et al.*, 1996).

La medición de la evolución de los principales parámetros químicos y biológicos permite monitorear el grado de estabilidad alcanzado por los residuos orgánicos y determinar el tiempo óptimo de tratamiento.

Existen dos aspectos principales, correspondientes a normativas vigentes, de calidad de compost: el nivel de patógenos y los límites de metales pesados (Tabla 1.4.1).

Tabla 1.4.1: Rangos comparativos del contenido de metales pesados y patógenos en biosólidos entre normativas nacional (para biosólidos y otros residuos) e internacional. Datos de Planta Norte: Lavado y Taboada, 2002.

Elementos	Planta Norte	Resolución		Unión
		Nacional N° 97/2001	USEPA 1993	Europea 1986
Cadmio (mg kg-1)	1.25	20 – 40	39 – 85	20 – 40
Cromo (mg kg-1)	87	1000 – 1500	1200 – 3000	1000 – 1750
Cobre (mg kg-1)	374	1000 – 1750	1500 – 4300	1000 – 1750
Mercurio (mg kg-1)		16 – 25	17 – 57	16 – 25
Níquel (mg kg-1)	<25	300 – 400	420	300 – 400
Plomo (mg kg-1)	275	750 – 1200	300 – 840	750 – 1200
Zinc (mg kg-1)	1467	2500 - 4000	2800 - 7500	2500 - 4000
Coliformes totales	139414			
Escherichia coli NMP g <sup>-1</sup> MS	72.1	<1000		
Coliformes fecales	72.1			
Salmonella NMP 4 g-1 MS	<1	<3		
Ascaris NMP 50 g-1 MS	no			
Erotavirus	negativo			
Enterovirus	negativo			

Los biosólidos producidos por la Planta Norte de Aguas Argentinas, que recibe líquidos cloacales de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, poseen concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, que se hallan por debajo de los límites establecidos por la normativa vigente en nuestro país. De acuerdo con la concentración de patógenos, que toma en cuenta la cantidad de coliformes fecales

(*Escherichia coli*), número de huevos viables de helmintos y la concentración de virus, cumplen con los límites para barros de Clase B. Ello determina que estos biosólidos poseen la categoría B, que los ubica como aptos para ser aplicados a granel para agricultura extensiva. Para lograr la máxima categoría (A), los biosólidos deberían ser sometidos a un proceso de higienización, que disminuya la población de coliformes fecales.

La USEPA (1993) regula un cierto nivel de reducción de patógenos en el producto final, además del cumplimiento de determinados requisitos del proceso de compostaje. Estos exigen que se cumpla una etapa termofílica de 55°C o más durante tres días en pilas estáticas, mientras que para pilas con volteos exige 15 días o más a esta temperatura con un mínimo de cinco volteos. Estas regulaciones, establecidas originalmente para biosólidos, se están utilizando como base para el uso de otros tipos de residuos orgánicos (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Epstein, 2001).

Otros aspectos no regulados por normativas y que afectan la calidad del compost se refieren a la estabilidad y madurez del compost. La estabilidad se refiere al grado de estabilización de la materia orgánica (Brewer y Sullivan, 2003; Rynk, 2003). Aunque los términos estabilidad y madurez a veces son usados de manera indistinta, la estabilidad de la materia orgánica por sí sola no determina madurez (Rynk, 2003). En general hay acuerdo en que la madurez se refiere a la aptitud de un producto para ser utilizado para el crecimiento vegetal (Hue y Liu, 1995; Sullivan y Miller, 2001; Zubillaga y Lavado, 2003). Es difícil encontrar un único parámetro de madurez confiable e independiente debido a la diversidad de materia prima o insumo utilizados. Los parámetros que brindan información sobre la madurez, varían

según los criterios adoptados por organismos de aplicación y/o investigaciones específicas; algunos de ellos se detallan en la Tabla 1.4.2.

Tabla 1.4.2: Indicadores de maduración de compost. CSA: Carbono soluble en agua, CSNaOH: Carbono soluble en NaOH.

Parámetro	Porcentaje de reducción de sólidos volátiles	Deflexión de O <sub>2</sub> disuelto	Relación CSA/N Total	Relación COT/N total	Relación CSNaOH/CSA
Resolución 97/01	>40	≤ 10% en promedio del O <sub>2</sub> disuelto en H <sub>2</sub> O destilada			
USEPA	≥ 30				
Golueke, 1977				≤ 20	
Hue y Liu, 1995			≤ 0.7		≥ 6

## 1.2. SUELOS

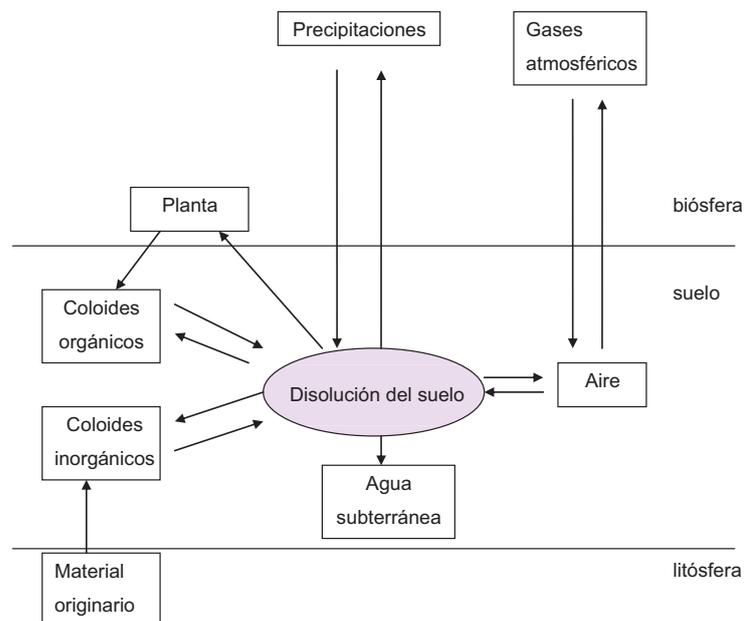
### 1.2.1 Definición y características

El suelo es la parte más superficial de la litósfera y está constituido por una mezcla de partículas minerales, materia orgánica, aire y una disolución acuosa que rodea las partículas edáficas. La composición media del suelo, en porcentaje en volumen, es 50% de materia sólida, 20-30% de disolución acuosa y 20-30% de aire. La formación del suelo es el resultado de una serie de procesos físicos, químicos y

biológicos sobre la roca madre original (Joffe, 1949; Russell, 1973). En la Figura 1.2.1.1 se presentan distintas fases y sus interacciones en el sistema suelo.

La interacción del agua con la fase sólida ejerce una clara influencia sobre la composición del suelo, ya que actúa como disolvente de diversos elementos minerales, permite la mineralización de la materia orgánica y actúa como intermediaria entre el suelo y las plantas. A su vez, las plantas se descomponen proporcionando materia orgánica al suelo (Porta *et al.*, 2003).

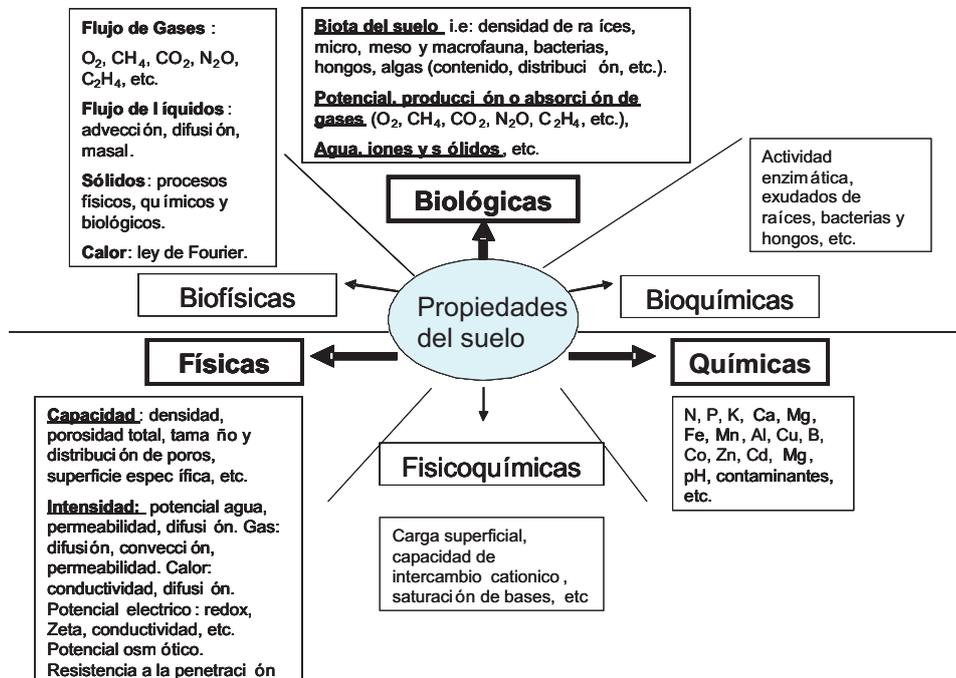
Figura 1.2.1.1: Fases del suelo y su interacción.



Existe la urgente necesidad de poseer un mejor conocimiento del sistema suelo para su manejo sustentable, tanto para proteger su “salud” como la de la

hidrosfera, atmósfera y biota (Doran y Jones, 1996). El adecuado manejo de las propiedades físicas, químicas y biológicas y sus interrelaciones posibilitan la protección ambiental frente a procesos antrópicos de contaminación. Una clasificación de dichas propiedades se presenta en la Figura 1.2.1.2 (Adaptado de Stepniewski *et al.*, 2002), el conjunto de todas ellas confiere al suelo sus funciones como constituyente del medio ambiente. Un ejemplo del efecto de las propiedades y sus interacciones en la sustentabilidad del sistema, es la capacidad del suelo de limitar la lixiviación de contaminantes, dada por su distribución de tamaño de poros, permeabilidad de la solución y capacidad de intercambio catiónico, entre otras.

Figura 1.2.1.2.: Esquema de la clasificación de las propiedades del suelo. Adaptado de Stepniewski *et al.*, 2002.



Cada suelo se caracteriza por sus propiedades físicas y químicas. El conocimiento de ellas permite prever la dinámica de las sustancias contaminantes (Harrison, 2003). Entre estas propiedades se mencionan:

*Porosidad:* Condiciona la movilidad de los compuestos solubles y de los volátiles.

*Temperatura:* De ella dependen los procesos de alteración de los materiales originarios o la difusión de los contaminantes.

*Procesos ácido-base:* Influyen en el grado de descomposición de la materia orgánica y de los minerales, en la solubilidad de algunos contaminantes y en conjunto en los procesos controlados por el pH del suelo.

*Reacciones redox:* Originados en el metabolismo de los microorganismos del suelo, afectan a elementos naturales y contaminantes.

*Propiedades coloidales:* Explican los procesos de agregación e inmovilización de partículas.

*Interacciones superficiales:* Adsorción entre componentes del suelo y otros compuestos ya sean naturales o contaminantes, entre otros procesos.

*Capacidad de intercambio iónico:* Corresponde a la cantidad de iones metálicos que una determinada cantidad de suelo es capaz de intercambiar. Estos intercambios son vitales para que los cationes puedan acceder a la planta.

### **1.2.2 Características de los suelos para inactivar la contaminación**

El suelo es un sistema que reacciona ante los disturbios que sufre, hasta alcanzar un nuevo equilibrio con las condiciones ambientales y a partir de ese

momento tiende a permanecer estable. En función de sus propiedades, el suelo puede considerarse como un sistema depurador porque es capaz de degradar o inmovilizar los contaminantes que en él se depositan (Warren, 1992).

La capacidad que tiene un suelo de inactivar los efectos negativos de los contaminantes orgánicos e inorgánicos, incluye mecanismos tales como la neutralización, degradación biótica o abiótica, adsorción, complejación, e insolubilización. Estos mecanismos dependen fundamentalmente de determinadas características de los horizontes superficiales del suelo (Gambrell, 1991; Diez *et al*, 2002):

- La actividad microbiológica, que facilita la descomposición e inmovilización de los contaminantes.
- La arcilla y la materia orgánica, que mediante reacciones fisicoquímicas adsorben a los contaminantes y permiten su inmovilización o liberación.
- La capacidad filtrante, que va a regular la penetración de los contaminantes en el perfil y su eventual llegada al agua subterránea.

De cualquier forma, es evidente que la capacidad de inactivación de la contaminación del suelo no es ilimitada. Por un lado, el suelo no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar a todos los contaminantes que recibe. Por otro lado, cuando se superan determinados umbrales de los contaminantes que recibe se satura su capacidad de procesamiento (Koskinen y Harper, 1990). En esas

condiciones, puede transferir los contaminantes a otros medios y finalmente, incorporarlos en las cadenas tróficas.

### **1.2.3 Los suelos de la región pampeana en la producción ganadera y como destino de sus residuos**

Los suelos de la región Pampeana pertenecen a la gran llanura chaco-pampeana que comprende 50 millones de hectáreas de tierras arables para la producción de cultivos y ganadería (Hall *et al.*, 1992). Dado que esta región no es homogénea en suelos y patrones de lluvia (INTA, 1990; Satorre, 2001) puede dividirse en seis áreas (Viglizzo *et al.*, 2006) homogéneas agroecológicamente (Tabla 1.2.3).

La subregión Pampa Ondulada se localiza en el N de Buenos Aires, S de Santa Fe y E de Córdoba; la subregión Pampa Arenosa en el Centro y O de Buenos Aires. La Región semiárida Pampeana se ubica en la provincia de La Pampa y SE de Córdoba; la Pampa Deprimida en el Centro E de Buenos Aires, el Sudeste Bonaerense en el SE de Buenos Aires y el Sudoeste Bonaerense en el SO de Buenos Aires.

La región tiene una historia de cultivo relativamente corta. La llanura pampeana permanecía como pastizal natural hasta fines del siglo XIX y principios del siglo XX. A partir de entonces, las tierras fueron puestas bajo cultivo siendo actualmente una proporción relativamente pequeña (alrededor 25%) de tierra no cultivada (Viglizzo *et al.*, 2001).

Tabla 1.2.3: Principales suelos de la Región Pampeana. Extractado de Lavado (2006).

Subregión	Suelos predominantes	Principales suelos asociados
Pampa Ondulada	Ardiudoles típicos. En las cercanías a los ríos Paraná y de la Plata predominan Ardiudoles vérticos	Otros Molisoles y Alfisoles
Pampa Arenosa	Hapludoles típicos	Otros Molisoles
Región Pampeana Semiárida	Haplustoles típicos y énticos	Entisoles
Pampa Deprimida	Natracuoles típicos y Natracualfes típicos	Otros Molisoles de régimenes údico o ácuico
Sudeste Bonaerense	Argiudoles típicos	Otros Molisoles
Sudoeste Bonaerense	Hapludoles y Haplustoles típicos	Calciustoles y otros Molisoles, Entisoles y Aridisoles

La producción de ganado era una actividad predominante hasta la mayor parte del siglo XX, pero la producción agrícola continúa creciendo desde los años 60 (Viglizzo *et al.*, 1997). Argentina es el quinto productor mundial de ganadería, contribuyendo con 2,5 millones de toneladas ó 4,7% a la producción del mundo (FAO, 2002). El consumo nacional representa el 87% del destino de esta producción

(FAO, 2002), aunque estos últimos años Argentina ha ampliado las exportaciones (Rótolo *et al.*, 2007). Por último, la región pampeana cubre un stock vacuno de 34,2 millones de cabezas (SAGyP).

La ganadería se realiza normalmente bajo pastura, y un 1,2% de los animales son acabados en corral (INDEC, 2002). Esa diversidad de sistemas y productos confiere a la Argentina grandes posibilidades competitivas. En ella coexisten sistemas pastoriles puros, otros con suplementación energética complementaria sistemática, sistemas de pastoreo y de engorde a corral de terminación combinados, engorde a corral de genéricos y especialidades (terneros y vaquillonas), feedlot temporario de categorías en crecimiento y feedlot de terneros en campos de cría. El feedlot constituye un sistema de alta producción y concentración de excrementos y de exposición a la contaminación localizada (Pordomingo, 2004). Sin embargo, su gestión enfrenta ahora el desafío ambiental (Schroder *et al.*, 1996; Moscuzza, 2009).

Este sistema de producción puede alterar la calidad del agua y amenazar la salud pública si se encuentra en cercanías de poblados. Las excretas derivadas de este sistema resultan en presencia de agentes patógenos, sustancias tóxicas (Smith, 1996) y una fuente importante de contaminación puntual de nitratos y metales pesados pudiendo, en algunas situaciones, tener más impactos negativos en el ambiente suelo-agua que la fertilización tradicional inorgánica (Andriulo *et al.*, 2000). En nuestro país, se carece de información sobre la composición y circulación de los efluentes y excrementos líquidos y sólidos bajo feedlot y no existen programas o estrategias para su manejo. Algunos trabajos locales encontraron contaminación de acuíferos por producción pecuaria intensiva (Andriulo *et al.*, 1997; Maisonnave, 2001; Moscuzza, 2009).

El manejo racional de estos residuos orgánicos, como los estiércoles crudos apilados o compostados podría ser una opción en el logro de sistemas agrícolas productivos y estables, en los cuales el agricultor reduzca el uso de recursos externos (Astier y Hollands 2005), debido a su composición química (Fortun et. al., 1995). El uso de excretas es aceptado como una alternativa para mejorar las condiciones físicas de los suelos y para reducir el uso de fertilizantes inorgánicos comerciales (Hegg, 2000) en los cultivos asociados a estos planteos pastoriles de producción tales como maíz. La eficiencia del uso de estos abonos depende, en gran parte, de la tasa de descomposición de los mismos, las pérdidas por lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  y volatilización del  $\text{NH}_3$ . Se han registrado pérdidas por este proceso que llegan al 65% del contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  del estiércol (Chambers *et al.*, 1999).

### **1.3. CONTAMINACION DEL RECURSO SUELO**

La región pampeana constituye un ecosistema agrícola-ganadero alterado (Viglizzo *et al.*, 1997, 2002), donde se plantean problemas ambientales derivados de dicha intensificación. La utilización de abonos orgánicos pueden, entre otros insumos, ser fuente de metales pesados en los suelos (Andriulo *et al.*, 2003; Singh, 1994). Alrededor del 90% de la contaminación producida por estos insumos es retenida por las partículas de suelo (Pinochet *et al.*, 2001), considerándose éste como un reservorio importante de contaminación ambiental (Alloway, 1995). Estos metales pesados pueden presentar elevada bio-disponibilidad (Adriano, 2001) y su tiempo de residencia en el suelo es considerada como permanente, debido a la escasa movilidad (Alloway y Jackson, 1991; Schmidt, 1997) y nula degradación

(Bolan y Duraisamy, 2003). La acumulación de estos elementos en el horizonte edáfico biológicamente más activo, por encima de determinados niveles, puede ocasionar efectos perjudiciales para algunas especies vegetales (Gupta y Gupta, 1998).

### **1.3.1 Los metales pesados en el ambiente edáfico**

Se consideran metales pesados a los elementos metálicos que tienen una densidad igual o superior a  $6 \text{ gcm}^{-3}$  (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo los metales alcalinos o alcalinotérreos). Los metales son los agentes contaminantes del suelo más estudiados debido a su ubicuidad, toxicidad, y persistencia (Fachinelli *et al.*, 2001; Poggio *et al.*, 2009). El contenido de metales pesados en suelos es función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos, pero la actividad humana suele incrementar el contenido de estos metales en cantidades considerables (Siegel, 2002). Los aportes antrópicos de metales pesados se suman al contenido basal cambiando el estado de equilibrio original de la unidad receptora, en relación directa con los aportes. El principal problema encontrado cuando su origen es antropogénico es su acumulación en las capas superficiales del suelo donde son máximas las interacciones con las plantas y la actividad humana (Gleyzes *et al.*, 2001).

Las concentraciones naturales de metales pueden llegar a ser tóxicas, debido a que pueden ocasionar acumulación de algún metal en plantas y causar efectos tóxicos para los animales que las consumen. Esto ocurre con las rocas ígneas ultrabásicas (como las peridotitas y las serpentinas) que presentan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las ígneas básicas (como los gabros y

basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (como el granito) y en las sedimentarias (como las areniscas y las calizas). Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que el Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para el As, Cd y Hg (Bowen, 1979). Su presencia global en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos, arsénico, boro, bario y selenio que se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados. Algunos autores consideran esta definición un tanto ambigua y prefieren utilizar la denominación de elementos traza (Ward, 1995). Bajo esta denominación se encuentran todos los elementos presentes a concentraciones no detectables mediante técnicas de análisis clásicas. Dentro de los metales pesados se distinguen dos grupos: oligoelementos y metales pesados sin función biológica conocida. Algunos son esenciales para el metabolismo de organismos vivos en concentraciones bajas (Alloway, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Wong y Thornton, 2006). Por encima de ciertas concentraciones, todos los metales tienen efectos nocivos en la salud humana (Davydova, 2005; Merian *et al.*, 2004; Pierzynsky *et al.*, 2005).

Diversos investigadores han identificado claramente la influencia de la actividad humana como causa importante para la contaminación de metal del ecosistema (Charlesworth *et al.*, 2003; Tüzen, 2003; al-Khashman, 2004; Banat *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2005). La civilización moderna es totalmente dependiente de gran cantidad de metales para todos los aspectos de la vida diaria. Hay una larga historia de asociación entre los metales y el desarrollo humano (Kasassi *et al.*, 2008). La contaminación del metal pesado no sólo afecta la producción y la calidad de los

cultivos, además influye en la calidad de la atmósfera y de los cuerpos de agua y amenaza la salud y la vida de humanos y animales (Kumar, 2008). En suelos contaminados, el pasaje de metales traza al animal es directo, a través de la absorción forrajera. En el animal éstos pueden acumularse en diferentes órganos (Bergqvist *et al.*, 1991; Parada *et al.*, 1985) o ser eliminados a través de las excretas, que presentan un incremento en su concentración (ASAE Standards).

Los metales pesados afectan ciclos biogeoquímicos y se acumulan en organismos vivos donde pueden afectar reacciones biológicas, producir daño a los órganos vitales o aún la muerte. Llegan a los seres humanos a través de la cadena alimentaria (Tiller, 1989; Abdel-Sahab *et al.*, 1994). La ingestión, la inhalación y el contacto con la piel son las rutas principales de exposición humana a los metales presentes en el suelo. Debido a que el suelo es el principal destino para los metales que circulan por el aire, la medición de sus niveles es útil para establecer tendencias en abundancia y sus consecuencias debido a cambios naturales y antropogénicos (Nadal *et al.*, 2004). La movilidad de los metales pesados como el Cd, Pb, y el Zn depende principalmente de sus formas químicas más que de su concentración total (Bradl, 2004; García *et al.*, 2005). Estos tienen un gran impacto para el suministro seguro de agua subterránea y superficial (Alpaslan y Yukselen, 2001). El escurrimiento y lixiviación desde sitios contaminados con metales pesados conlleva a un incremento en la concentración de metales en las aguas superficiales y subterráneas (Lamy *et al.*, 2001). Por otra parte, altas concentraciones de metales pesados en suelos puede conducir a suelos improductivos a causa de su fitotoxicidad.

### 1.3.2 Disponibilidad de los metales pesados en el suelo

Los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías:

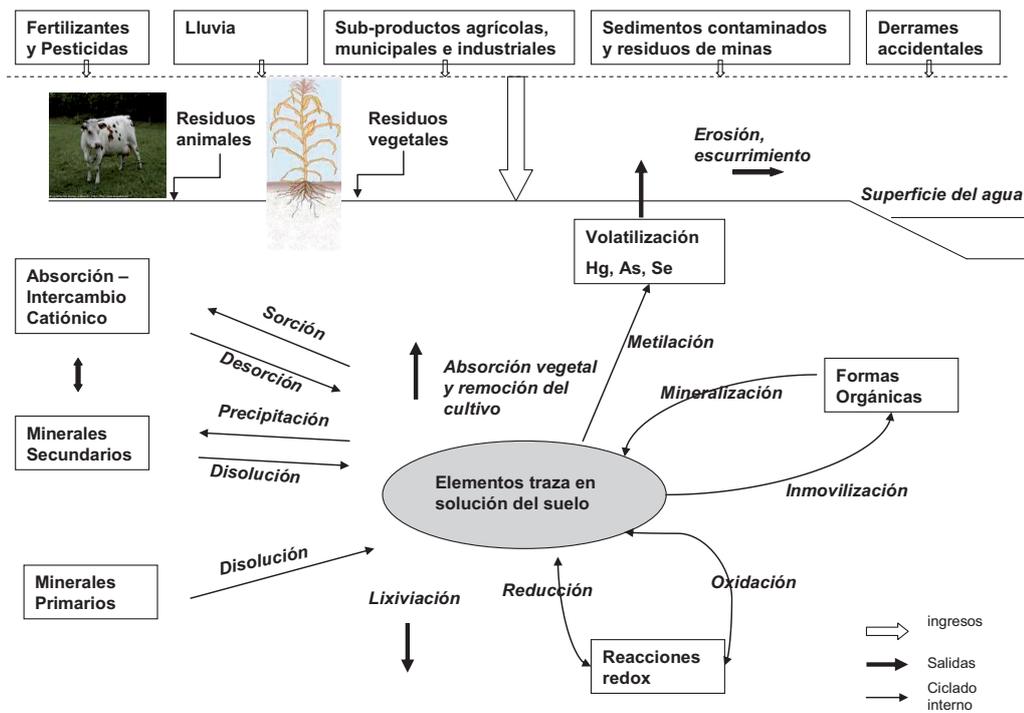
- quedar retenidos en el suelo, ya sea permaneciendo en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas.
- pasar a la atmósfera por volatilización (por ejemplo Se).
- movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

El grado de toxicidad de los metales pesados en el suelo no sólo depende del tipo de elemento de que se trate y de la concentración en que se encuentre, sino que tiene una especial incidencia la forma química o física en que se presente. Estas formas regulan su disponibilidad y por tanto el efecto contaminante producido (Gupta *et al.*, 1996; Romic y Romic, 2003; Tiller, 1989). En la Figura 1.3.2.1 se muestra, de manera esquemática, la forma en que los metales están presentes en los distintos compartimentos del suelo y el tipo de reacción que permite el paso de metal de un estado a otro.

Existen diferencias en el comportamiento de los diferentes metales pesados en el suelo y su rol en las plantas y animales. El cadmio y el cinc son relativamente móviles mientras que el plomo y el cobre presentan mayor inmovilidad en suelos (Nissen y Lepp, 1997; Watson *et al.*, 1999). Diversos estudios han mostrado un alto grado de retención y baja solubilidad de los metales en el suelo, siendo la retención o solubilidad afectada por parámetros del suelo tales como pH, concentración del

metal, capacidad de intercambio iónico, contenido de materia orgánica y mineralogía del suelo (Martínez y Motto, 2000; Kookana y Naidu, 2001; Naidu *et al.*, 2003; Zhu, 2000).

Figura 1.3.2.1: Ciclo generalizado de los metales pesados del suelo. Adaptado de Pierzynski *et al.* (2005).



El cadmio es un metal tóxico del cual no se conoce función biológica. En contraposición, el cinc y el cobre constituyen micronutrientes esenciales para plantas y animales en bajos niveles, no obstante, superada cierta concentración umbral,

estos mismos elementos son tóxicos para la mayor parte de las especies vegetales (Vandecasteele *et al.*, 2002; Peralta-Videa *et al.*, 2002). El plomo es altamente tóxico, tanto para plantas como humanos y animales (Narwal y Sidhu, 2001).

### **1.3.3 Metodologías propuestas de remediación del suelo contaminado**

La remediación de suelos contaminados significa “reducir” la contaminación del mismo por remoción o “estabilización” de los contaminantes en el suelo, reduciendo o eliminando los riesgos ambientales (Cunningham *et al.*, 1995). Algunas opciones de remediación presentan ventajas desde el punto de vista económico así como ecológico. En general, la remediación de suelos contaminados con metales pesados comprende la minimización de la biodisponibilidad de los mismos (Pulford y Watson, 2002). Esta disponibilidad puede ser reducida a través de la inmovilización química o biológica, utilizando compuestos orgánicos, inorgánicos o vegetales (Knox *et al.*, 2000). Entre las enmiendas inorgánicas, los fertilizantes fosfatados logran esta inmovilización a través de procesos de precipitación; las enmiendas orgánicas lo hacen a través de la formación de complejos con los metales, contribuyendo a su retención. La utilización de plantas, fitorremediación, reduce o elimina los contaminantes, a través de la degradación, metabolización o absorción de los mismos (Golan-Goldhirsh *et al.*, 2004). A nivel nacional, son muy específicos los sitios contaminados por metales pesados, pero frente al avance de la intensificación agrícola-ganadera es muy probable que las superficies contaminadas tiendan a aumentar significativamente.

### **Remediación natural asistida**

Según la agencia de protección del medio ambiente de los EE.UU., los procesos en el marco de la atenuación natural incluyen la biodegradación, dispersión, dilución, adsorción, volatilización, reducción, estabilización química o biológica, transformación y destrucción de los contaminantes (Clement *et al.*, 2005). Aunque los procesos de atenuación natural no pueden substituir tecnologías de remediación activas, pueden ser una opción importante para determinadas circunstancias sitio-específicas (Werner *et al.*, 2004; Adriano *et al.*, 2004). La destrucción y la fuerte inmovilización son procesos que ocurren naturalmente que alcanzan un objetivo realista: contener el contaminante relativamente cerca de su fuente, minimizando de esta forma los riesgos mínimos de exposición (consejo de investigación nacional de los EE.UU., 2000). Se supone que la atenuación natural solamente se basa solamente en un aumento de los procesos naturales (Rittmann, 2004), pero la aceleración de los procesos involucrados en la remediación natural, pueden lograrse a través de, por ejemplo, la adición de residuos orgánicos e inorgánicos, fosfatos, cal, pudiendo ser un método efectivo de remediación (Narwal y Singh, 1998; Walker *et al.*, 2003; Walker *et al.*, 2004; Tandy *et al.*, 2009).

Así, la remediación natural asistida de suelos contaminados con metales pesados puede lograr la inactivación de los contaminantes *in-situ* (Mench *et al.*, 2006; Brown *et al.*, 2005). Generalmente, la formación de formas químicas insolubles de metales pesados reduce tanto la lixiviación a través del perfil del suelo y el pool lábil disponible por interacción biológica (Boisson *et al.*, 1999; Geebelen *et al.*, 2003), disminuyendo, de esta forma, las posibilidades de ser absorbidas por los cultivos. El

uso de enmiendas al suelo ha sido propuesto como alternativa de remediación de bajo costo (Madejon *et al.*, 2009). Entre los tipos de enmiendas, la adición de calcio a suelos contaminados puede cambiar su capacidad de complejación (Tsakelidou *et al.*, 1999). La capacidad de retención de metales en el suelo está fuertemente ligada al pH (Hesterberg, 1993; Sauvé *et al.*, 2000), con una débil retención a pH ácidos (Jensen *et al.*, 2000) y fuerte fijación a pH neutros a alcalinos (Sukreeyapongse *et al.*, 2002). Entre otro tipo de enmiendas, la adición de materia orgánica del suelo es el componente más importante para la retención de iones metálicos traza, afectando por lo tanto, su absorción por la planta y su posterior transferencia a humanos y animales (Narwal y Sidhu, 2001).

Diversos materiales orgánicos se han aplicado a los suelos en forma de compost o residuos, como una alternativa de disposición de los residuos generados (Delschen, 1999) o también con la intención de remediar sitios contaminados (Li *et al.*, 2000) o incrementar la fertilidad de los suelos. Se ha observado que incorporaciones de materiales orgánicos compostados a los suelos pueden actuar movilizandolos a los metales pesados, siendo un factor promotor de la absorción de metales por las plantas (Amlinger y Boltzmann 1996; Illera *et al.*, 1999; Grimes *et al.*, 1999). También, la incorporación de compost promueve el rápido movimiento vertical de metales pesados con una consecuente contaminación de las capas de agua subterráneas. Este efecto puede deberse al incremento de ligandos orgánicos solubles en el suelo a través de la aplicación de compost de residuos municipales (Kaschl *et al.*, 2001). Sin embargo, en otras ocasiones, las adiciones de materiales orgánicos compostados pueden actuar formando complejos e inmovilizando los metales pesados presentes en los suelos (Narwal y Sidhu, 2001; Sauve *et al.*, 1998).

Así, por ejemplo, la materia orgánica natural del suelo (Romney *et al.*, 1977) y la materia orgánica agregada a suelos contaminados (Marquenie *et al.*, 1981) disminuyen la disponibilidad de Zn y Pb para las plantas. Uno de los mecanismos es su partición en fracciones menos solubles (Shuman, 1988). Ma y Uren (1998) y Tagami y Uchida (1998) encontraron un incremento de las fracciones menos reactivas de metales agregados a medida que aumenta el tiempo desde el agregado de la enmienda orgánica. Otro mecanismo para disminuir su disponibilidad podría ser la adsorción del Zn por coloides inorgánicos tales como óxidos de Fe, pero White y Chaney (1980) encontraron que la materia orgánica es más efectiva para remediar los efectos tóxico del Zn para las plantas.

Se han desarrollado diversas investigaciones sobre la remediación de suelos contaminados empleando tratamientos químicos, físicos o técnicas biológicas (Blaylock *et al.*, 1997). Muchas de estas técnicas generalmente implican la degradación de la física del suelo a altos costos (Shen *et al.*, 2000). La inactivación (o inmovilización) combinada o no con el uso de plantas (fitorremediación), es utilizada para estabilizar metales pesados del suelo que son potencialmente tóxicos (Tandy *et al.*, 2009).

### **Fitorremediación**

Esta tecnología de remediación se basa en el crecimiento de diferentes especies vegetales los cuales absorben los metales del suelo (Chaney *et al.*, 1997; Vangronsveld *et al.*, 1995). Así, la fitorremediación tiene diferentes ventajas sobre otras alternativas. Entre ellas, previene la dispersión de los contaminantes a áreas circundantes, estimula la inmovilización microbiana de metales pesados en la

rizosfera y, cuando se utiliza en paisajismo, recupera la belleza natural del ambiente (Li *et al.*, 2000; Tordoff *et al.*, 2000). El éxito de la fitorremediación depende de (i) propiedades del suelo, (ii) contenido de metales, (iii) factores climáticos y (iv) el vegetal (Jensen *et al.*, 2009). Entre ellos, el efecto del contenido de materia orgánica y la composición mineral afecta la retención del metal pesado (Holm *et al.*, 2003; Sauvé *et al.*, 2000). El éxito de una especie vegetal para su uso en la remediación depende de la tolerancia al metal, tamaño, tasa de crecimiento y profundidad de las raíces, acumulación de metales en la parte aérea y adaptación a las condiciones climáticas y resistencia a enfermedades (Kirkham, 2006; Pulford y Watson, 2003).

La fitorremediación puede usar diferentes mecanismos para la remoción de contaminantes. Se han identificado 5 grupos principales de fitorremediación (Hutchinson *et al.*, 2001):

**Fitoextracción:** las plantas absorben los metales del suelo y los concentran en las partes cosechables de las plantas (Kumar *et al.*, 1995).

**Fitodegradación:** las plantas conjuntamente con los microorganismos asociados degradan los contaminantes orgánicos (Burken y Schnoor, 1997).

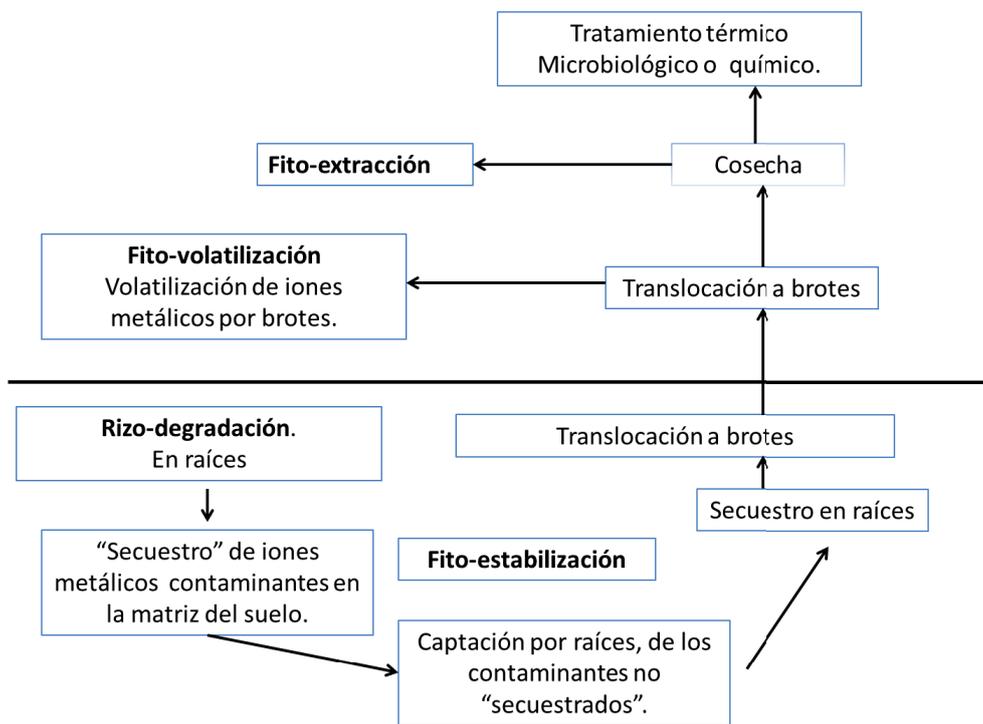
**Rizofiltración:** las raíces de las plantas remueven los metales desde aguas contaminadas (Dushenkov *et al.*, 1995).

**Fitoestabilización:** Las plantas reducen la movilidad y biodisponibilidad de contaminantes en el ambiente o por inmovilización o por prevención de la migración (Vangronsveld *et al.*, 1995; Smith y Bradshaw, 1972).

**Fitovolatilización:** se refiere a la volatilización de contaminantes a la atmósfera a través de las plantas (Burken y Schnoor, 1999; Bañuelos *et al.*, 1997).

Estos procesos se pueden observar en la Figura 1.3.3.1.

Figura 1.3.3.1: Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación. Fuente: Singh *et al.* (2003).



De hecho, algunas plantas poseen una alta capacidad de tolerar y de acumular los metales, los concentran en sus raíces, y finalmente los desplazan a las partes aéreas (Cunningham y Berti, 1993). Aunque la mayor parte de las plantas tolerantes acumulan los metales pesados en sus sistemas de raíces y solamente una proporción mínima alcanza las partes aéreas, las plantas hiperacumuladoras pueden

almacenar de 10 a 500 veces más metales en sus vástagos y hojas que las especies normales (Brooks *et al.*, 1977) La fitoextracción se basa en este potencial de las plantas hiperacumuladoras. Hasta ahora, la mayor parte de la investigación realizada se ha centrado en la especie *Thlaspi caerulescens* como planta hiperacumuladora. La mayoría de las investigaciones tuvieron como objetivo entender los mecanismos de la absorción del metal pesado (Mc Grath y Dunham, 1997; Lasat *et al.*, 1996), de su traslocación (Shen *et al.*, 1997), y de su almacenaje (Vázquez *et al.*, 1994; Küpper *et al.*, 1999). Sin embargo, la biomasa del *Thlaspi caerulescens* es reducida y su sistema de raíz superficial. Otras especies vegetales pueden ser de interés. En los procesos de fitorremediación, el cultivo sucesivo de especies vegetales puede reducir la concentración de metales pesados hasta niveles ambientalmente aceptables. Uno de los factores claves en la fitorremediación es la combinación de absorción de grandes cantidades de metales y altos rendimientos de plantas. Las plantas hiperacumuladoras poseen la habilidad de absorber cantidades anormalmente altas de metales pesados (Shen *et al.*, 2000), pero no son adecuadas para propósitos de remediación a causa de su pequeña biomasa y lento crecimiento. Como alternativa se ha sugerido el uso de especies vegetales con alta biomasa (Ebbs y Kochian, 1998). La adecuada selección de especies vegetales juega un rol importante en el desarrollo de los métodos de remediación (descontaminación o estabilización), especialmente en suelos con niveles de contaminación de bajos a medios (Salt *et al.*, 1995).

La fitorremediación asistida, por ejemplo la aplicación de enmiendas combinadas con el uso de plantas, fue investigada en algunas áreas mineras, para

estabilizar metales pesados del suelo que son potencialmente tóxicos (Madejón *et al.*, 2006).

## **1.4 OBJETIVOS**

### **1.4.1 General**

Estudiar distintos residuos orgánicos y su compostaje y los efectos de ellos solos o en conjunto con enmiendas inorgánicas y cultivo, en el proceso de remediación de suelos. Los metales pesados en los suelos contaminados pueden cambiar su distribución y disminuir su cantidad soluble a partir de procesos de fitorremediación asistida.

### **1.4.2 Específicos**

1. Cuantificar las pérdidas de amoníaco por volatilización durante el proceso de compostaje de biosólido y establecer su relación con otras propiedades del compost.
2. Determinar si la aplicación de compost de diferente calidad solo o en conjunto con enmienda inorgánica afectan la capacidad de remediación de suelos contaminados.
3. Evaluar la mineralización y volatilización de diferentes abonos orgánicos en su aplicación al suelo.
4. Comparar la fitotoxicidad desde distintos abonos orgánicos.
5. Evaluar la contaminación con metales pesados en suelos con aplicación de biosólidos.
6. Evaluar el efecto de la fitorremediación asistida con el uso de compost de biosólidos la sobre la movilidad de las fracciones totales y DTPA de cadmio, cobre, plomo y cinc a través de los distintos horizontes de un suelo contaminado superficialmente.

7. Evaluar el efecto de la aplicación de compost sobre la eficiencia de la fitorremediación.
8. Evaluar el efecto de la fitorremediación asistida con el uso de compost de biosólidos sobre la movilidad de las fracciones totales y DTPA de Cd, Cu, Pb y Zn a través de los distintos horizontes de un suelo contaminado.
9. Evaluar el efecto de la aplicación de compost de biosólidos y la fitorremediación sobre la lixiviación de Cd, Cu, Pb y Zn.

## **1.5 HIPÓTESIS**

### **1.5.1 General**

Los metales pesados en los suelos contaminados modifican su distribución y tienden a disminuir su solubilidad a partir de procesos de fitorremediación asistida por enmiendas.

### **1.5.2 Parciales**

1. Las pérdidas por volatilización estarán relacionadas con la evolución del compost y la producción de nitratos durante el mismo.
2. Cuanto menor sea la madurez del compost, menor será la capacidad de secuestro de metales pesados presentes en el suelo. La adición de enmienda calcárea se contrapone a esta tendencia, incrementando la capacidad remediadora del compost.
3. La descomposición de los abonos se incrementa con el tiempo de incorporado al suelo y con ello la respiración de los microorganismos. La

descomposición de los mismos se relaciona directamente con la liberación de formas de N pasibles de volatilizarse.

4. Existen diferencias en los efectos fitotóxicos causados por los distintos abonos siendo función de su composición química.
5. Dado el bajo contenido de metales pesados en los biosólidos, su aplicación al suelo no alcanza a superar los niveles establecidos en regulaciones.
6. En comparación con el efecto individual, la absorción de metales pesados por la fitorremediación asistida causa mayor reducción del contenido biodisponible del metal.
7. La aplicación de compost incrementa la absorción de metales por los cultivos.
8. La fitorremediación asistida limita la movilidad de metales hacia horizontes inferiores del perfil del suelo, principalmente de las fracciones totales.
9. La lixiviación de metales se reduce a través del perfil del suelo, logrando mayor efecto con la aplicación conjunta de compost y cultivos.

## **CAPÍTULO 2: EFECTO DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE BIOSÓLIDOS SOBRE LA VOLATILIZACIÓN DEL AMONÍACO**

### **2.1 Las pérdidas de amoníaco durante el compostaje de biosólidos y su posible impacto ambiental**

El proceso de compostaje presenta ventajas sobre los métodos convencionales de disposición final de residuos, debido a su valor agrícola, pudiendo a través de este proceso lograrse la valoración ambiental de los biosólidos (USEPA, 1993; Sweeten, 1998; Branzini y Zubillaga, 2009). Entre los factores críticos para lograr este producto están las temperaturas logradas durante el proceso, las cuales deben ser adecuadas para lograr una sucesión microbiana (Miller, 1996; Kuhlman, 1990).

Los biosólidos son ricos en proteínas y formas nitrogenadas de bajo peso molecular como urea y ácido úrico (Tubail *et al.*, 2008). Por ello, se liberan importantes cantidades de amonio por hidrólisis enzimática durante el compostaje, lo que puede originar pérdidas por volatilización de amoníaco (Millner y McConnell, 2000). De esta manera, se reduce el valor agronómico del compost y se produce contaminación atmosférica (Boucher *et al.*, 1999).

#### **2.1.1 Objetivos del Capítulo 2**

Cuantificar las pérdidas de amoníaco por volatilización durante el proceso de compostaje de biosólido y establecer su relación con otras propiedades del compost, para intentar reducir estas emisiones durante el propio proceso.

## 2.2 Compost de biosólidos utilizados en los experimentos

Se utilizó un compost realizado en un ensayo anterior (Zubillaga y Lavado, 2003). El compostaje fue en forma de pila, distribuida al aire libre en Planta Sudoeste de Aguas Argentinas, Aldo Bonzi, en Gran Buenos Aires. Se utilizó biosólido proveniente de la Planta Wilde de Aguas Argentinas, el cual previo a su utilización pasó un período en una playa de secado. Se utilizó como agente soporte viruta de pino, en proporción 2:1 (volumen/volumen). La masa a compostar fue homogeneizada con una mezcladora a tambor. La pila fue regada periódicamente y cubierta con polietileno para evitar pérdidas de humedad. Para lograr uniformidad de temperatura y humedad la pila fue removida semanalmente a pala. Se realizó el seguimiento de una amplia variedad de parámetros y se muestran los datos ya que son relevantes para identificar los momentos de obtención de las tres muestras de compost propuestas: temperatura (Figura 2.2.1), carbono total (Figura 2.2.2), carbono soluble (Figura 2.2.3), pH, nitrógeno total, relación C/N, capacidad de intercambio catiónico, ácidos húmicos y fúlvicos (Tabla 2.2.1) y metales pesados (Tabla 2.2.2).

Figura 2.2.1: Evolución de la temperatura (Zubillaga y Lavado, 2003).

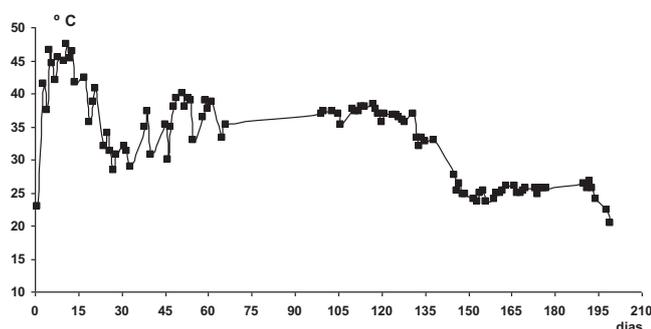


Figura 2.2.2: Evolución de Carbono total (Zubillaga y Lavado, 2003).

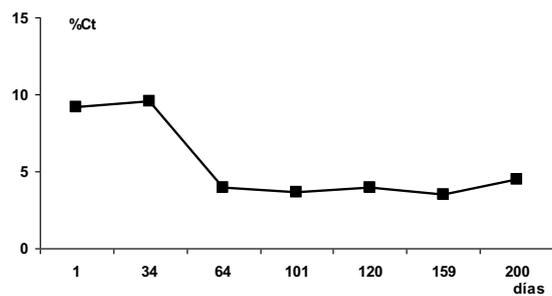


Figura 2.2.3: Evolución Carbono orgánico soluble (Zubillaga y Lavado, 2003).

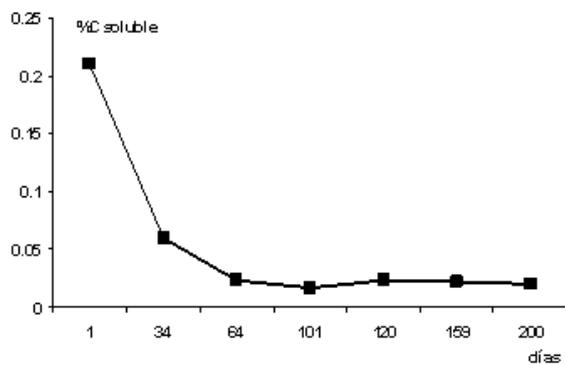


Tabla 2.2.1: Evolución de algunas determinaciones durante el compostaje de biosólidos (Zubillaga y Lavado, 2003).

Días	34	64	101	120	159	200	
pH	6,9	7	7,2	7,1	7,2	7,2	6,9
Nitrógeno Total	0,88	0,60	0,27	0,27	0,29	0,27	0,34
C/N	10,43	15,90	14,59	13,62	13,48	13,00	13,10
Acidos Húmicos	1,75	0,7	0,43	0,41	0,32	0,37	0,41
Acidos Fúlvicos	1,03	0,29	0,22	0,23	0,22	0,23	0,29
CIC	22,6	17,8	8,1	13,8	9,4	5,8	14,9

Tabla 2.2.2: Contenido de metales pesados del compost de biosólidos y los máximos establecidos por la legislación Argentina (Zubillaga y Lavado, 2003).

MS (mg kg <sup>-1</sup> )	Compost	Proyecto Ley 20466
Hg	0,9	16
Ag	13,7	
As	14,0	
Se	<0,8	100
Cd	<4	39
Cr	230,0	1000
Cu	726,7	1000
Zn	1183,3	2500
Ni	109,3	300
Ba	443,3	
Pb	383,3	750

Con los datos obtenidos durante el proceso de compostaje se pudo determinar el momento de selección de muestras que acompañarán a obtener una muestra inicial, previo a la etapa termófila, una muestra luego de culminada la etapa termófila y otra muestra de compost maduro obtenida al estabilizarse la evolución de carbono. Los datos de metales pesados indicaron que no se generaban inconvenientes en su uso debido a que los valores estaban muy por debajo de los límites establecidos por ley.

### 2.3 Materiales y Métodos

Se trabajó sobre una pila de compostaje experimental, en el predio de la Facultad de Agronomía, durante los meses de enero a marzo. Se utilizó biosólido

proveniente de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de Aguas Argentinas SA, ubicada en San Fernando, Provincia de Buenos Aires. El biosólido, que tuvo un período de secado en playa previo a su utilización, fue mezclado con viruta de pino en una proporción volumétrica de 1:1 (biosólido:viruta). La pila permaneció al aire libre durante todo el proceso. Fue regada periódicamente y cubierta con polietileno para evitar pérdidas de humedad. De esta forma se aseguró un elevado contenido de humedad en forma continua. La pila fue removida semanalmente para homogeneizar temperatura, oxígeno y humedad.

A lo largo de 41 días se midió la temperatura de la masa en proceso de compostaje, y se determinó el contenido de nitratos por colorimetría (Daniel y Marban, 1989), pH y la cantidad de amoníaco volatilizado.

La volatilización se determinó por el método de Nommik modificado (Zubillaga *et al.*, 2002), usando cámaras cilíndricas ubicadas sobre la superficie de la pila. El amoníaco liberado fue entrampado en discos de poliuretano embebidos en ácido sulfúrico-glicerol, y extraído con KCl. La determinación del amoníaco se efectuó por el método de destilación (Page *et al.*, 1982).

Se analizó la correlación entre las variables analizadas utilizando el paquete estadístico Statistix (Analytical Software, 2008).

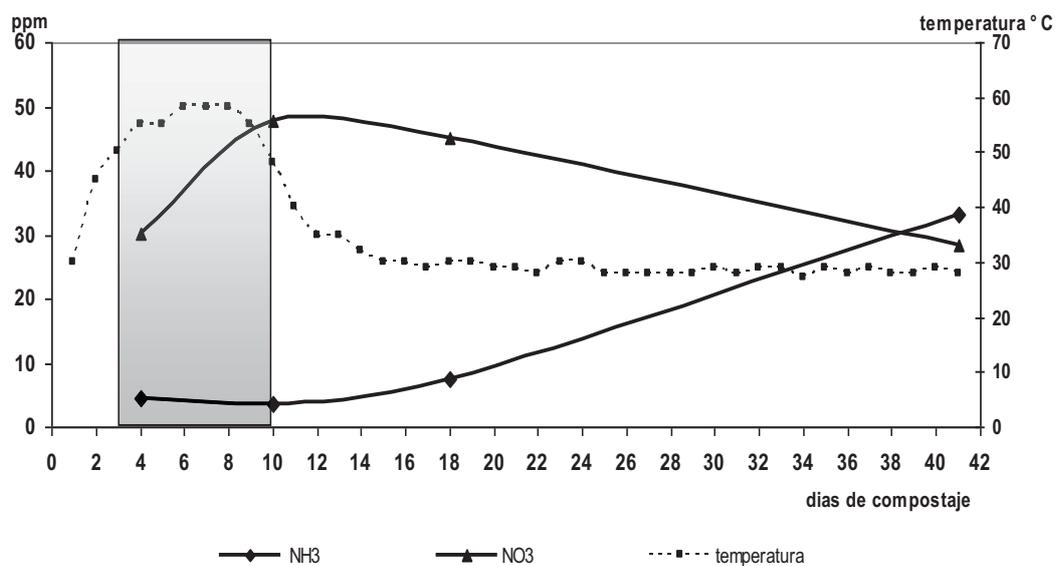
## **2.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La temperatura varió entre 28 y 58°C. La etapa termófila tuvo lugar entre el cuarto y décimo día, luego del cual la temperatura descendió hasta estabilizarse nuevamente en 28°C, a partir del día 25 de iniciado el proceso. Estas temperaturas

fueron adecuadas para lograr la sucesión microbiana y fueron semejantes a las obtenidas en otros estudios de compostaje realizado con biosólido del mismo origen y en similares condiciones (Zubillaga y Lavado, 2003).

La volatilización del  $\text{NH}_3$  durante el compostaje se presenta en la Figura 2.4.1.

Figura 2.4.1: Evolución de diferentes parámetros evaluados durante el proceso de compostaje de biosólidos. Los valores de  $\text{NO}_3$  son divididos por 10. Los valores resultaron de la media de tres repeticiones. El área sombreada representa la etapa termófila del proceso.



Según Morvan *et al.* (1998), la volatilización durante el compostaje de estiércol está relacionada con la temperatura y el pH. En nuestro caso, no se asoció con el

pH, el cual permaneció invariable durante el proceso (6,9 a 7,2). La temperatura (T) se correlacionó significativamente con la emisión de amoníaco durante el proceso de compostaje (1):

$$(1) \text{ NH}_3 \text{ (ppm)} = 53,65 - 1,03 T; \text{ p} = 0,005; \text{ r}^2 = 0,57$$

La cantidad de días del proceso de compostaje, también se correlacionó significativamente con el amoníaco volatilizado. Si se agrega esta variable en la ecuación anterior se mejora notablemente el ajuste de la correlación (2):

$$(2) \text{ NH}_3 \text{ (ppm)} = 3,24 - 0,10 T + 0,77 \text{ días de compostaje}; \text{ p} = 0,0009; \text{ r}^2 = 0,79$$

La emisión de amoníaco fue continua durante todo el proceso, con tasas diarias que variaron según las diferentes etapas. Durante la etapa termófila la tasa diaria de emisión fue de 0,58 ppm de amoníaco, siendo menor a las registradas en las etapas anterior y posterior a la termófila y al siguiente período de temperatura estabilizada (1,12; 0,93 y 1.43 ppm de amoníaco, respectivamente).

El incremento de temperatura durante la etapa termófila generó un aumento en el contenido de nitratos del sustrato, debido supuestamente a un incremento en la tasa de mineralización del mismo. No se encontró correlación ( $p > 0,05$ ) entre la emisión de amoníaco y la producción de nitratos.

La cantidad de amoníaco perdido a la atmósfera, en los 41 días que duró el proceso, fue del orden de 0,686 g  $\text{NH}_3 \text{ m}^{-2}$  de pila en compostaje. En otros ensayos realizados, se determinó que el compost de biosólido inclusive continúa emitiendo

amoníaco, durante el almacenaje o después de ser aplicado al suelo (Rimski-Korsakov *et al.*, 2003; Zubillaga *et al.*, 2004). En una experimentación se obtuvo que la cantidad de N perdido como porcentaje del N inicial fue de 7,27% (Tubail *et al.*, 2008). En nuestro caso esta pérdida fue mayor representando 16% del porcentaje de N inicial del compost.

## **2.5 Conclusiones del capítulo**

Las pérdidas de amoníaco durante el proceso de compostaje de biosólidos se relacionaron con la temperatura y con los días de compostaje. Debido a la existencia de esta relación, las salidas de amoníaco a la atmósfera son inevitables. Por este motivo, el compostaje en lugares poblados debe estar acompañado de medidas adecuadas para reducir el impacto ambiental.

## **CAPÍTULO 3.- CAPACIDAD DE REMEDIACIÓN DE COMPOST Y ENMIENDA INORGÁNICA**

### **3.1 Introducción**

El suelo ha estado recibiendo durante años, cantidades significativas de agentes contaminantes de diversas fuentes, entre ellos los metales pesados, algunos de los cuales son tóxicos (Franco-Uria *et al.*, 2009). Las fuentes de metales pesados en el ambiente incluyen la deposición aérea de las partículas emitidas por diversas actividades industriales (Schuhmacher *et al.*, 1997; Fernández *et al.*, 2002; Sterckeman *et al.*, 2000; Manzoor *et al.*, 2006), las emisiones de vehículos (Tam *et al.*, 1987), etc. Además, si el suelo se dedica a las actividades agrícolas, otras fuentes de emisión tienen que ser consideradas, como es el uso de los fertilizantes, de lodo de aguas residuales y de los pesticidas, que pueden contener generalmente una variedad amplia de metales pesados como impurezas (Gimeno-García, 1996). Por lo tanto, los suelos agrícolas pueden potencialmente acumular metales pesados y se pueden transferir fácilmente a la solución del suelo, dependiendo principalmente de características del suelo. Por ejemplo, la movilidad del Cd, el Ni y el Zn se realiza en suelos con pH ácido (Senesi *et al.*, 1999). De la solución del suelo, se produce la lixiviación de metales pesados al agua subterránea (Xue *et al.*, 2000) y la biotransferencia a la vegetación, al ganado y finalmente a los seres humanos.

Investigaciones recientes se han focalizado sobre el potencial para cambiar la disponibilidad de metales *in situ*, alterando las formas minerales de estos elementos (Mench *et al.*, 2000). El éxito de la incorporación de una enmienda al suelo se mide como la reducción de la fracción disponible de los metales, aunque las concentraciones totales de metales no se reduzcan significativamente (Brown *et al.*,

2005). De esta forma, la remediación natural asistida puede considerar el uso de enmiendas, favoreciendo los procesos de sorción, precipitación y complejación que naturalmente ocurren en el suelo reduciendo la movilidad y la biodisponibilidad de elementos tóxicos (Bolan y Duraisamy, 2003).

Para lograr la disminución de dichas fracciones biodisponibles y así remediar suelos contaminados con metales pesados, se pueden aplicar diversos materiales orgánicos en forma de residuos o compost (Delschen, 1999; Li *et al.*, 2000). Entre otras incorporaciones al suelo, la adición de enmienda calcárea puede cambiar la capacidad de complejación del mismo (Tsakelidou *et al.*, 1999) disminuyendo la solubilidad de los metales pesados como consecuencia del incremento de pH (Hesterberg, 1993). Además, el contenido de materia orgánica del suelo es el componente más importante para la retención e inmovilización de los metales pesados a través de mecanismos de adsorción específica y no específica (Madrid, 1999), afectando por lo tanto su absorción por la planta y su posterior transferencia a humanos y animales (Narwal y Sidhu, 2001). Podlesáková observó que el encalado disminuyó la movilidad efectiva entre un 60 a 80% de metales como el Zn y el Cd, mientras que metales menos solubles como el Pb fueron afectados en menor grado (6-20%), y otros como el Cu, el encalado no produjo variación de la movilidad.

### **3.1.1. Objetivos del Capítulo 3**

Teniendo en cuenta esta diferente dinámica de los metales, se propone como objetivo determinar si la aplicación de compost de diferente calidad solo o en conjunto con enmienda inorgánica afecta la capacidad de remediación de suelos contaminados con Zn y Cd.

### **3.2 Materiales y Métodos**

Se trabajó sobre muestras de suelos procedente del horizonte superficial de un Argiudol abruptico (Serie La Gloria) ubicado en el Partido de San Antonio de Areco, Provincia de Buenos Aires (34° 04' S, 59° 20' O). En la Figura 3.2.1 se presenta la imagen satelital del lugar (Damiano y Gómez, 2000).

En la Tabla 3.2.1 se presentan algunas características del suelo. Su capacidad de uso e índice de Productividad es: IIs5 – 65, respectivamente. En los 0,25 m superiores la clase textural es franco arcillo limoso. El pH y conductividad eléctrica (CE) fueron medidos en agua con una relación 1:2,5. El carbono orgánico fue determinado por el método de Walkley y Black. La distribución del tamaño de partículas fue evaluada según el método de Bouyoucos. Todas las determinaciones están descritas en Sparks *et al.* (1996).

Figura 3.2.1. Ubicación y referencias geográficas del sitio de extracción de muestras y diferentes usos de la tierra captados por el paso del satélite LandSat. Obtenido de Damiano y Gómez (2000).

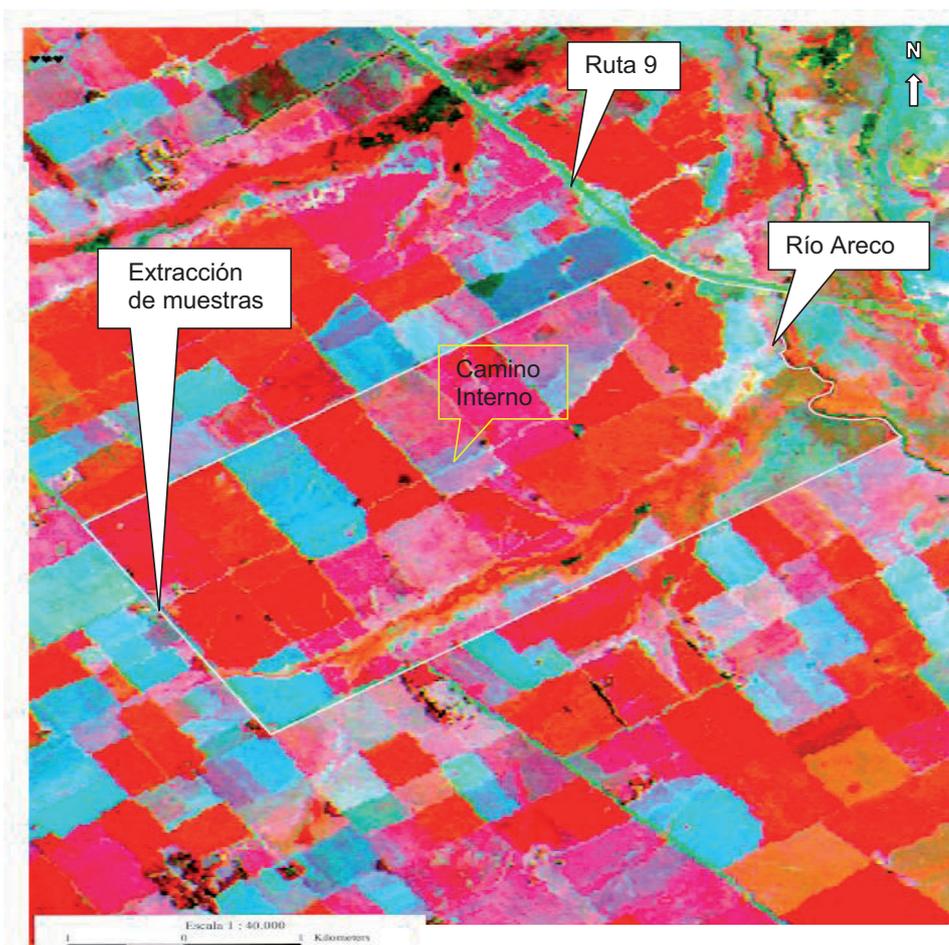


Tabla 3.2.1. Algunas propiedades del suelo.

pH	CE	% C	Textura (%)			CIC	Zn total	Cd total
			Arena	Limo	Arcilla			
1:2.5	dS m <sup>-1</sup>					Cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	mgkg MS <sup>-1</sup>	mgkg MS <sup>-1</sup>
5.8	0.38	2.02	31.3	57.0	11.0	17	231.1	10.94

### 3.2.1 Ensayo experimental y análisis realizados

La muestra de suelo obtenida del predio se enriqueció con soluciones de nitrato de Zn y Cd hasta lograr concentraciones de 231 y 11 µg<sup>-1</sup>, respectivamente. El suelo así contaminado fue humedecido a capacidad de campo y secado al aire en ciclos de aproximadamente 15 días durante 3 meses para lograr un equilibrio con los metales del suelo (Martínez y Motto, 2000).

Se realizó un ensayo de incubación con el suelo así contaminado. Se procedió a realizar una incubación en Erlenmeyer de 500 ml con 100 g de muestra seca según tratamiento. La incubación se realizó en estufa a 24°C y la humedad fue mantenida a 80% de su humedad equivalente. Se realizó la incorporación de compost de biosólidos obtenido en diferentes etapas del proceso de compostaje. Se contempló la aplicación de enmienda calcárea, quedando establecidos los siguientes tratamientos, con cuatro repeticiones cada uno:

1. Suelo contaminado con Zn y Cd (Testigo).
2. Suelo contaminado + mezcla inicial de compost, obtenida al cuarto día de iniciarse el compostaje (Compost I).

3. Suelo contaminado + material compostado obtenido al finalizar la etapa termófila, a los 10 días de iniciado el proceso de compostaje (Compost II).
4. Suelo contaminado + compost obtenido luego de 90 días de iniciado el compostaje (Compost III).
5. Suelo contaminado + Compost III + enmienda calcárea (Compost III+ Ca).
6. Suelo contaminado + enmienda calcárea (Ca).

En la Tabla 3.2.2 se presentan algunas características de los compost empleados. Las dosis utilizadas fueron equivalentes a 50 Mg ha<sup>-1</sup> de compost de biosólidos y 20 Mg ha<sup>-1</sup> de enmienda calcárea.

Tabla 3.2.2. Algunas características de los compost utilizados.

	pH (1:2,5)	CE (dS m <sup>-1</sup> )	% C	%C soluble	CIC (Cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	Zn total ----(mg kg MS <sup>-1</sup> )----	Cd total
<b>Compost I</b>	7,5			0,24	24		
<b>Compost II</b>	7,6	2,08	11,08	0,06	18,13		
<b>Compost III</b>	7,6	2,62	4,05	0,031	14,3	1183,3	<4

Se realizaron muestreos destructivos a los 14, 28 y 42 días. Sobre estas muestras se obtuvieron, por extracción secuencial, las fracciones no residuales de metales pesados, según metodología propuesta por McGrath y Cegarra (1992):

1. Fracción soluble e intercambiable: agitación por 16 h y centrifugación por 1 h con 30 ml de  $\text{CaCl}_2$  0,1 M. Se pesó el tubo más su contenido; luego se filtró el sobrenadante con papel de filtro Whatman nº 42 y se pesó el residuo húmedo precipitado en el tubo.
2. Fracción unida a materia orgánica: el residuo anterior se extrajo con 30 ml de NaOH 0,5 M; para ello se agitó, centrifugó, pesó y filtró como lo explicado en el paso previo.
3. Fracción unida a precipitados inorgánicos: el residuo remanente de la fracción anterior se extrajo con 30 ml de  $\text{Na}_2\text{EDTA}$  0,05 M. Se agitó y centrifugó por 1 h, se filtró y pesó como en etapa 1.

La concentración de metales se determinó con espectrometría de emisión de plasma (ICP). El límite de detección ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) fue de Cd: 0,05, Cu: 0,1, Pb: 0,5 y Zn: 0,1.

Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente mediante análisis de varianza (ANOVA), previa homogeneidad de varianzas (test de Bartlett,  $p < 0,05$ ). Las medias obtenidas se analizaron mediante el test de diferencias mínimas significativas (LSD) ( $p < 0,05$ ). La asociación entre variables se realizó mediante

regresión lineal. El paquete estadístico utilizado fue Statistix (Analytical Software, 2008).

### 3.3 Resultados y Discusión

Los contenidos de Cd y Zn intercambiable en función del tiempo de incubación se muestran en la Tabla 3.3.1. Los rangos de concentración estuvieron entre 6,65 – 1,73 y 49,06 – 2,08  $\mu\text{g}^{-1}$  para Cd y Zn respectivamente.

Tabla 3.3.1: Cd y Zn intercambiable ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ) durante la incubación con diferentes enmiendas.

	Cd intercambiable			
	dias			
	0	14	28	42
Suelo sin compost	5,25	5,01161	5,391161	5,342533
Suelo + compost 1	5,25	4,794425	5,347188	5,17949
Suelo + Compost 2	5,25	4,393614	4,972394	5,651579
Suelo + Compost 3	5,25	4,867033	4,977021	5,12671
Suelo + Compost 3 + Ca	5,25	1,993429	1,942324	1,88817
Suelo + Ca	5,25	1,951826	1,733857	2,141364

	Zn intercambiable			
	dias			
	0	14	28	42
Suelo sin compost	49,06	48,43	48,657	50,117
Suelo + compost 1	49,06	44,76	51,751	50,229
Suelo + Compost 2	49,06	42,846	44,474	57,427
Suelo + Compost 3	49,06	39,62	47,091	53,938
Suelo + Compost 3 + Ca	49,06	5,5873	3,4598	2,8681
Suelo + Ca	49,06	2,081	3,5527	4,0383

En los tratamientos con incorporación únicamente de compost, se observaron algunas fluctuaciones significativas ( $p < 0,05$ ) del Cd y Zn a lo largo de la incubación, pero sin mostrar variaciones significativas entre el período final de incubación y el suelo sin incubar. No se observaron diferencias entre los tipos de compost utilizados. En cambio, en ambos tratamientos con incorporación de calcáreo se observó disminución significativa ( $p < 0,05$ ) de las concentraciones de Zn y Cd, entre el tiempo 0 y los demás períodos, sin presentar diferencias entre el agregado o no de compost.

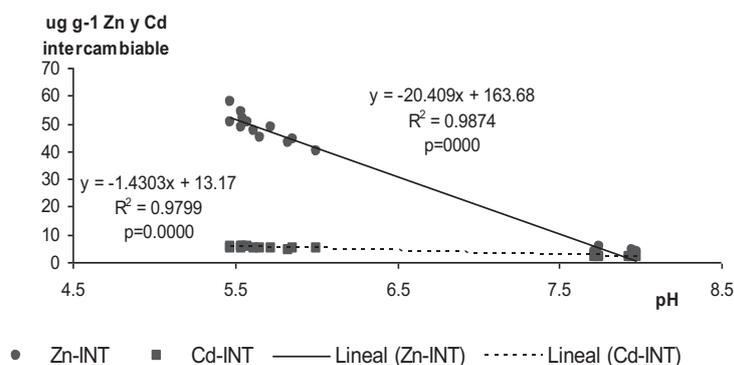
Para cada período de incubación, no se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en los contenidos de Cd y Zn biodisponibles entre los tratamientos que solo tuvieron aplicación de los diferentes compost y el tratamiento testigo. Según Shuman *et al.* (2001), la materia orgánica juega un rol importante en la distribución de las formas de Zn en el suelo, aunque diversos trabajos concluyeron que el efecto de la incorporación de residuos orgánicos al suelo sobre la capacidad de sorción fue mínima en las dosis normales de aplicación (Gerritse *et al.*, 1982; Polo *et al.*, 1999) tal como fue la utilizada en este ensayo. No se halló correlación significativa entre Zn y CIC o C total de los distintos compost. En cambio se halló correlación significativa entre Zn y %C soluble de los distintos compost ( $a=10,43$ ,  $b= -0,21$ ,  $r^2= 0,71$ ,  $p < 0,00001$ ). Esto muestra que la fracción más lábil del C orgánico juega un rol más importante en la biodisponibilidad del Zn que su contenido total. Al igual que lo observado anteriormente, tampoco se halló correlación significativa entre el Cd y el C total y sí con el C soluble ( $a=5,31$ ,  $b= -0,10$ ;  $r^2= 0,19$ ;  $p=0,022$ ). También se halló correlación significativa del Cd con la CIC de los compost ( $a=10,499$ ,  $b= -0,213$ ;  $r^2= 0,235$ ;  $p=0,00268$ ). Otros autores concluyeron que la disminución del Cd

biodisponible con agregados de materia orgánica fue predominantemente debido al efecto de la CIC (Haghiri, 1974; Karaca, 2004).

La incorporación de Ca, ya sea en tratamientos con o sin incorporación de compost, disminuyó de forma estadísticamente significativa ( $p < 0,05$ ) la biodisponibilidad de Zn y Cd respecto de los otros tratamientos, para los distintos momentos de incubación. Esto puede indicarnos que el pH fue el determinante de los resultados observados debido a que la incubación del suelo con  $\text{CaCO}_3$  produjo aumento del pH de la muestra logrando la disminución de la fracción biodisponible de Cd y Zn. Según otros autores, la adsorción de Cd y Zn se incrementa significativamente con el aumento del pH (Parkpain *et al.*, 2000; Mandal y Hazra, 1997). El efecto del pH es debido a su gran influencia sobre la carga y estructura de las superficies de adsorción y sobre la composición iónica de la solución del suelo (Abd-Elfattahy y Wada, 1981).

En la Figura 3.3.1 se observa la variación del pH al finalizar el periodo de incubación. La solubilidad de Cd y Zn disminuyeron a medida que el pH incrementó a lo largo de un rango de valores de pH comúnmente encontrados en suelos agronómicos. El pH fue afectado por la adición de enmiendas, demostrando una estrecha relación entre la biodisponibilidad de Zn y Cd con el pH.

Figura 3.3.1: Relación lineal entre el pH y el Cd y Zn intercambiables.



Además de la importancia del estudio de la fracción intercambiable, la fracción orgánica e inorgánica, menos recalcitrantes, pueden registrar cambios dependientes del proceso de incubación con enmiendas.

El cadmio se caracterizó por ser de gran valor el % en la fracción intercambiable de los tratamientos sin compost y con los tres tipos de compost utilizados (Tabla 3.3.2). Al momento final de la incubación se observaron diferencias significativas entre el % de Cd orgánico entre los tratamientos sin compost y el resto. Respecto de los tratamientos con agregado de Ca el % intercambiable es estadísticamente menor que el resto de los tratamientos, siendo también mayor ( $p < 0,05$ ) el porcentaje de Cd asociado a carbonatos (% inorgánico).

Por otra parte, el cinc se caracterizó por su mayor % de fracción inorgánica, que se diferencia significativamente del resto de las fracciones. La incorporación de compost maduro incrementó en forma significativa la fracción de Zn inorgánico del suelo, en concordancia con lo observado por Halim *et al* (2003) en suelos contaminados enmendados con material humificado. Dentro de dicha fracción, los

tratamientos con Ca presentaron mayores %, diferentes significativamente de los tratamientos restantes. El % de la fracción intercambiable fue menor significativamente en los tratamientos con calcio, mientras que en el resto no se observaron diferencias significativas.

Tabla 3.3.2. Datos del fraccionamiento de Cd y Zn.

<b>Cadmio</b>							
tratamiento	fecha	g unidad experimental <sup>1</sup>			Porcentaje		
		intercambiable	orgánica	inorgánica	%interc	%organico	%inorganico
S-SC	1	0.000501161	0.000131	0.000202	60.05	15.76	24.19
S-SC	2	0.000539116	7.12E-05	0.000198	66.74	8.81	24.45
S-SC	3	0.000534253	7.22E-05	0.000187	67.35	9.10	23.55
S-C1	1	0.000479443	3.47E-05	0.000178	69.26	5.01	25.73
S-C1	2	0.000534719	0.000111	0.00017	65.55	13.59	20.86
S-C1	3	0.000517949	0.000111	0.000141	67.31	14.37	18.32
S-C2	1	0.000439361	0.000227	0.000177	52.14	26.90	20.96
S-C2	2	0.000497239	4.05E-05	0.000188	68.56	5.58	25.86
S-C2	3	0.000565158	0.000158	0.000161	63.95	17.85	18.19
S-C3	1	0.000486703	0.000109	0.000155	64.80	14.52	20.68
S-C3	2	0.000490789	9.24E-05	0.000194	63.15	11.89	24.96
S-C3	3	0.000512671	0.00012	0.000135	66.76	15.64	17.60
S-C3Ca	1	0.000199343	0.000124	0.000296	32.24	19.98	47.79
S-C3Ca	2	0.000194232	0.000186	0.000276	29.60	28.41	41.99
S-C3Ca	3	0.000188817	0.000151	0.00029	29.94	24.02	46.04
S-Ca	1	0.000195183	0.000126	0.000329	30.01	19.41	50.58
S-Ca	2	0.000173386	0.000123	0.000276	30.25	21.52	48.23
S-Ca	3	0.000214136	0.000129	0.000306	32.97	19.87	47.15

Continuación

Cinc							
tratamiento	fecha	g unidad experimental-1			Porcentaje		
		intercambiable	organico	inorganico	%interc	%organico	%inorganico
S-SC	1	0.004345225	0.001554	0.007684	31.99	11.44	56.57
S-SC	2	0.004708814	0.000786	0.007216	37.04	6.19	56.77
S-SC	3	0.004975843	0.000681	0.006538	40.80	5.58	53.61
S-C1	1	0.004372782	0.000956	0.006738	36.24	7.92	55.84
S-C1	2	0.005125592	0.001106	0.008601	34.56	7.46	57.99
S-C1	3	0.005070051	0.001664	0.006578	38.08	12.50	49.41
S-C2	1	0.004099221	0.001915	0.009385	26.62	12.44	60.94
S-C2	2	0.004876279	0.000947	0.010382	30.09	5.84	64.06
S-C2	3	0.005706302	0.001675	0.009397	34.01	9.98	56.01
S-C3	1	0.004709087	0.001542	0.009594	29.72	9.73	60.55
S-C3	2	0.004709087	0.001542	0.009594	29.72	9.73	60.55
S-C3	3	0.005097188	0.001688	0.009724	30.87	10.22	58.90
S-C3Ca	1	0.000558728	0.001741	0.011532	4.04	12.59	83.37
S-C3Ca	2	0.000375626	0.001784	0.011472	2.76	13.09	84.16
S-C3Ca	3	0.000286807	0.001783	0.011854	2.06	12.80	85.14
S-Ca	1	0.002305569	0.001373	0.009796	17.11	10.19	72.70
S-Ca	2	0.000307949	0.001416	0.009042	2.86	13.15	83.99
S-Ca	3	0.000477027	0.001331	0.009919	4.07	11.35	84.58

La maduración del compost no influyó significativamente en la estabilización de Cd y Zn al final del período de incubación. Estos resultados posiblemente se deban a que son los componentes inorgánicos presentes en el biosólido los que favorecen el pasaje de Zn hacia formas precipitadas, particularmente debido a la presencia en los biosólidos de óxidos de Fe y Mn (Morera *et al.*, 2001; Dvorak *et al.*, 2003). También se ha observado que el Zn precipita como sulfuros y carbonatos, a la vez que se fija a las arcillas e hidróxidos de Fe y Mn, aunque no se ha presentado aún evidencia suficiente que éstos sean los mecanismos que predominan en los suelos (Chirenje y Ma, 1999). Los mayores incrementos en la fracción inorgánica de ambos metales se obtuvieron con la incorporación de compost maduro adicionado con material calcáreo (CaCO<sub>3</sub>). Esta elevada capacidad de retención también fue observada en un suelo artificial creado a partir de biosólido, aunque fue adjudicada al elevado contenido de CaCO<sub>3</sub> (McBride *et al.*, 2000; Usman *et al.*, 2004). Sin

embargo, a partir de la segunda fecha de incubación, el uso conjunto de enmienda calcárea y compost produjo un contenido de Zn inorgánico significativamente mayor que la aplicación de calcáreo y menor en el caso del Cd, con lo cual se concluye que el incremento en la concentración de Zn y Cd inorgánico se debió a la suma de los efectos producidos por cada enmienda en particular. Por lo tanto, tanto los componentes inorgánicos presentes en el biosólido como los efectos producidos por el carbonato de calcio contribuyeron a que el Cd y el Zn pasaran a formas de menor disponibilidad.

### **3.4. Conclusiones del capítulo**

En las condiciones de este estudio, la aplicación de compost de diferentes grados de madurez, tuvo poco efecto en la biodisponibilidad del Zn y Cd del suelo. En el caso del cadmio, su efecto parece más bien ligado al incremento del C orgánico del suelo.

La adición de enmienda calcárea parece ser muy efectiva en cambiar el pH. Ello produjo la reducción en la biodisponibilidad de Cd y Zn, mostrando un efecto directo sobre la remediación de sitios contaminados. Su uso conjunto con compost además podría ser una opción viable para el mejoramiento de la fertilidad física y química de los suelos a remediar.

Las dosis de compost empleado no permitieron manifestar aumentos en el % de la fracción orgánica para el caso del cinc, esto sí se observó en el cadmio. La adición de enmienda calcárea permitió lograr un pasaje de formas biodisponibles a fracciones inorgánicas más estables, actuando como posible uso en la remediación ambiental.

## **CAPÍTULO 4.- MINERALIZACIÓN Y EMISIONES DE AMONÍACO DE DIFERENTES ABONOS ORGÁNICOS URBANOS Y DE LA PRODUCCIÓN PECUARIA**

### **4.1 Introduccion**

Los estiércoles son de uso generalizado en horticultura convencional, con efectos colaterales en el suelo, agua y medio ambiente (ej., salinización, lixiviación, volatilización de gases indeseables).

La intensificación ganadera genera descargas incontroladas de efluentes que resultan en presencia de agentes patógenos, sustancias tóxicas (Smith, 1996) y una fuente importante de contaminación puntual de nitratos y elementos traza, pudiendo, en algunas situaciones, tener más impactos negativos en el ambiente suelo-agua que la fertilización tradicional inorgánica (Andriulo *et al.*, 2003; García y de Iorio, 2005). Sin embargo, el manejo racional de estos residuos orgánicos al suelo, como los estiércoles crudos apilados o compostados podría ser una opción en el logro de sistemas agrícolas productivos y estables, en los cuales el agricultor no dependa de recursos externos (Astier y Hollands 2005), debido a su valiosa composición (Fortun *et al.*, 1995). La eficiencia de uso de estos abonos depende en gran parte de la tasa de descomposición de los mismos, las pérdidas por lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  y volatilización del  $\text{NH}_3$ . Se han registrado pérdidas por este proceso que llegan al 65% del contenido de  $\text{N-NH}_4^+$  del estiércol (Chambers *et al.*, 1999). La volatilización del amonio afecta a la calidad del aire y reduce el valor económico del abono orgánico a través de la pérdida de N (Mattila, 1998; Vandr  y Kaupenjohann, 1998). El uso de

excretas es aceptado como una alternativa para mejorar las condiciones físicas de los suelos y para reducir el uso de fertilizantes inorgánicos comerciales (Hegg, 2000).

**4.1.1 Objetivos del capítulo:** 1) estudiar la mineralización de la materia orgánica a lo largo de un período de incubación de unas mezclas de tierra con tres abonos de diferentes orígenes 2) estudiar la volatilización del amoníaco de dichos abonos. Se hipotetiza que la respiración y volatilización del amoníaco a partir de los estiércoles serán similares entre sí y mayores que el compost.

## **4.2 Materiales y Métodos**

### **4.2.1 Enmiendas orgánicas**

Se utilizaron 6 enmiendas orgánicas: i) biosólido digerido anaeróbicamente (B), ii) compost de biosólido y viruta de pino (1:1, biosólido:viruta) maduro obtenido luego de 90 días de compostaje (Compost), iii) estiércol vacuno secado al aire (DV) y iv) estiércol equino secado al aire (DC). Los estiércoles utilizados son de animales no estabulados.

### **4.2.2 Ensayo de Volatilización**

Se colocó cada abono en macetas de 6,5 dm<sup>3</sup> mantenidas en invernáculo, con una temperatura promedio de 25°C. El contenido de agua se mantuvo diariamente a 80% de la capacidad de retención hídrica. En cada maceta se colocaron cámaras cilíndricas para la determinación de la volatilización según el método de Nommik adaptado (Zubillaga *et al.*, 2002) mencionado en el apartado 2.3. La volatilización fue

medida al inicio con intervalo semanal, luego quincenalmente durante 49 días. El diseño experimental fue en bloques al azar con tres réplicas.

#### **4.2.3 Ensayo de mineralización**

Las enmiendas orgánicas fueron mezcladas con el suelo, realizándose 4 ciclos de humedecimiento y secado. La dosis utilizada fue equivalente a 100 Mg ha<sup>-1</sup>. Los tratamientos resultantes fueron: i) Suelo sin abono (S), ii) Suelo + Compost de Biosólido (CB), iii) Suelo + deyecciones sólidas de caballo secadas al aire (EE) y iv) Suelo + deyecciones sólidas vacunas secadas al aire (EV). Cada tratamiento fue realizado por triplicado.

Para cumplimentar con el objetivo planteado, se utilizaron frascos de 360 ml, donde se incorporaron 100 g de muestra seca obtenida de cada tratamiento, quedando constituida una unidad experimental por tratamiento. En cada frasco, se colocó un recipiente con 5 ml de NaOH 1M, el cual capturó el CO<sub>2</sub> producido por la actividad microbiana. La incubación se realizó en estufa sin ventilación a una temperatura de 28°C y 60% de la capacidad de campo. Los frascos se mantuvieron cerrados, abriéndose periódicamente para mantener las condiciones aeróbicas. La producción de C-CO<sub>2</sub> fue medida a través de una titulación con HCl 0,25M, utilizándose fenolftaleína como indicador. La mediciones fueron realizadas en los días 1, 2, 3, 6, 9, 14, 19 y luego semanalmente.

Análisis estadístico: los resultados fueron sometidos a ANVA y las diferencias entre las medias se establecieron mediante el test de mínimas diferencias significativas (LSD).

## 4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.3.1 Volatilización del NH<sub>3</sub>

La emisión de N-NH<sub>3</sub> presentó diferencias entre los distintos abonos. Se observó mayor volatilización durante la primera semana a partir de ambos estiércoles, diferenciándose estadísticamente ( $p < 0,05$ ) del compost.

La Tabla 4.3.1.1 presenta la evolución de las emisiones acumuladas de N-NH<sub>3</sub>, observándose diferencias entre tratamientos. Las emisiones de N-NH<sub>3</sub> totales fueron de 0,53, 0,24 y 0,18 g N-NH<sub>3</sub> m<sup>2</sup> respectivamente para el estiércol equino, de vaca y el compost. Según Chambers *et al.* (1998) la volatilización de amoníaco es generalmente la principal pérdida de N del estiércol alcanzando valores del 65% del contenido de N-NH<sub>3</sub>.

Tabla 4.3.1.1: Emisión de N-NH<sub>3</sub> acumulado. Letras diferentes indican diferencias significativas entre abonos ( $p < 0,05$ ).

	g N-NH <sub>3</sub> m <sup>-2</sup>				
	días				
	7	14	21	35	49
Estiércol vacuno	0,17	0,26	0,29	0,39	0,53
Estiércol equino	0,21	0,22	0,22	0,24	0,24
Compost	0,06	0,11	0,15	0,17	0,18

Cabrera y Vervoort (1998) establecieron la existencia de relaciones significativas entre las emisiones de NH<sub>3</sub> y el contenido de N de los abonos

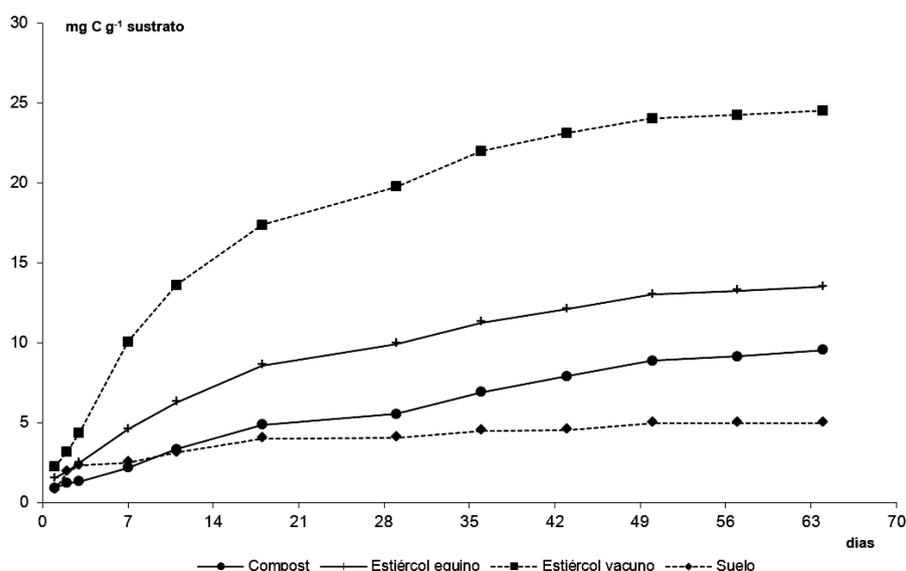
orgánicos. Sin embargo, en el presente experimento no se observó correlación entre el N total de los abonos y el N total volatilizado.

#### **4.3.2 Mineralización del carbono**

La cantidad de C-CO<sub>2</sub> acumulado desprendido por los microorganismos (Figura 4.3.2.1) de los tratamientos incubados, nos muestra que la aplicación de abono incrementa la respiración respecto al suelo de referencia.

Los estiércoles sin estabilización previa, como era de esperar, muestran alto incremento de la respiración. Esto es debido a que estos materiales presentan un mayor contenido de carbono fácilmente degradable (Almansa *et al.*, 2007). Kirchmann (1991) trabajando con estiércol de tres tipos de animales, con diferentes tratamientos detectó que en los materiales más lábiles la mineralización del carbono es superior respecto los materiales más estables. La cantidad de C-CO<sub>2</sub> acumulado final fue mayor significativamente en estiércol equino. Esto puede deberse al mayor contenido de materia orgánica (54,2) respecto del estiércol vacuno (26,5). Sin embargo la calidad de la materia orgánica sería la causa de este comportamiento. Si observamos la respiración acumulada final del material estabilizado (compost), éste fue significativamente menor ( $p < 0,05$ ) respecto de los otros materiales. Una de las ventajas de la transformación de estiércoles en materia orgánica recalcitrada de fracciones húmicas, es que presentan tasas de descomposición más lenta, que los del material fresco (Zubillaga y Lavado, 2003). Este proceso debe tenerse en cuenta cuando se incorpora al suelo. La mayor respiración de los estiércoles producirá conjuntamente mayor inmovilización de los nitratos del suelo.

Figura 4.3.2.1: CO<sub>2</sub>-C acumulado (mg C g<sup>-1</sup> suelo) durante el tiempo de ensayo.



Respecto de la respiración diaria se observó que a partir del cuarto día de incubación, existen mayor respiración a partir de los tratamientos con estiércol, principalmente el estiércol vacuno ( $p < 0,05$ ). Estas diferencias disminuyen paulatinamente hasta no observar diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre ambos estiércoles a los 42 días de incubación. El C-CO<sub>2</sub> liberado a partir del compost fue menor significativamente ( $p < 0,05$ ) respecto de los estiércoles, hasta el día 36 de incubación. La respiración diaria de los tres abonos no se diferencia del suelo testigo al partir de los 56 días de incubación.

#### **4.4 Conclusiones del Capítulo**

El incremento de la respiración de los microorganismos y por lo tanto, la descomposición de los abonos con el tiempo, posibilita la mineralización de los compuestos orgánicos, y con ello la volatilización de los mismos. Se observa que el estiércol de equino produce una mayor volatilización de amoníaco que se condice con el mayor grado de mineralización.

## **CAPÍTULO 5.- FITOTOXICIDAD DESDE DISTINTOS ABONOS PECUARIOS Y URBANOS**

### **5.1 Introducción**

Siendo que el uso de compost de biosólidos posee ventajas económicas debido a que es barato, renovable y contiene nutrientes, no debe dejarse de lado que existen algunos aspectos negativos en su uso (Wei y Liu; 2005). Esto es principalmente cuando el compost es inmaduro o no estabilizado, que pueden afectar el crecimiento y provocar daño en los cultivos por fitotoxicidad. Esto se ha atribuido a la presencia de sustancias tóxicas por la biodegradación insuficiente de la materia orgánica (Brodie *et al.*, 1994; Keeling *et al.*, 1994; He *et al.*, 1995). Con el fin de dilucidar este problema, se han desarrollado numerosas investigaciones para establecer parámetros que evalúen la estabilidad y madurez del compost previo a su uso en la agricultura (Wu y Ma; 2001). La estabilidad del compost puede ser evaluada a través de la actividad microbiológica, como puede ser la tasa de absorción de O<sub>2</sub>, tasa de producción de CO<sub>2</sub> y otras. En cambio, para la determinación de la madurez del compost se han utilizado test de germinación de semillas o de cultivo de plantas (Zucconi *et al.*, 1981; Iannotti *et al.*, 1994).

El compostaje, sin embargo, no modifica sustancialmente la composición en elementos potencialmente tóxicos. Por ello, el compost de biosólidos puede tener el eventual problema de la presencia de elementos traza en altas concentraciones. La absorción de tales elementos por las plantas varía de acuerdo con su disponibilidad (Oberle y Keeney, 1994). Algunos de ellos, los metales pesados y aún los micronutrientes, son tóxicos para plantas, animales y humanos, por encima de

ciertos niveles. Ejemplos de ellos son el cadmio y el cinc (Dudka *et al.*, 1996; Lavado *et al.*, 2005). Muchos trabajos han mostrado que los elementos tóxicos pueden acumularse en cultivos desarrollados sobre sustratos con compost de biosólidos, pero otras investigaciones mostraron lo opuesto (Dang *et al.*, 1990). Además, el amplio uso de compuestos fenólicos en diversas operaciones industriales, ha conducido a una amplia contaminación ambiental con dichos productos (Santos y Linardi, 2001). Estos contaminantes son tóxicos y recalcitrantes y pueden encontrarse en los biosólidos (Polymenakou *et al.*, 2005).

#### **5.1.1 Objetivos del Capítulo**

Determinar la ecotoxicidad de compost de biosólidos obtenidos en distintos momentos del proceso de compostaje, comparativamente con la de otras enmiendas orgánicas, y sus eventuales causas.

### **5.2 MATERIALES Y METODOS**

**5.2.1 Enmiendas orgánicas:** Se utilizaron seis enmiendas orgánicas: i) biosólido digerido anaeróbicamente (B), ii) mezcla inicial de compost de biosólido y viruta de pino (1:1, biosólido:viruta), obtenida al cuarto día de iniciarse el compostaje (Compost I), iii) material compostado obtenido al finalizar la etapa termófila, a los 10 días de iniciado el proceso (Compost II), iv) compost maduro obtenido luego de 90 días de compostaje (Compost III) v) estiércol vacuno secado al aire (EV) y vi) estiércol equino secado al aire (DC). Los estiércoles utilizados son de animales no estabulados.

### 5.2.2 Ensayo de Germinación y Mediciones realizadas

Se llevó a cabo un bioensayo de germinación siguiendo la técnica de Zucconi *et al.* (1981). Para la realización del ensayo se prepararon extractos acuosos de los distintos residuos mezclando 5 g del residuo seco y molido con 50 ml de agua destilada. Se agitó la muestra y se mantuvo a 60° C durante 24 horas. Luego se filtró. Se incorporó un tratamiento Testigo (T) con agua destilada. Se colocaron 40 semillas de (raigrass) *Lolium perenne* sobre papel de filtro Whatman N° 3 impregnados con 6 ml del extracto acuoso, en cajas de petri de 8 cm de diámetro y permanecieron durante 72 horas en cámara oscura a 26°C. Debido a retrasos en el momento de germinación, los tratamientos B y DC fueron incubados durante 120 horas. Se contabilizó el número de semillas germinadas, considerando como definición de germinación el crecimiento de 5 mm de raíz primaria (USEPA, 1982) y se midió la longitud de las mismas. Se determinó el % germinación (%G) y % longitud de raíces (%LR). El índice de germinación (IG) se obtuvo multiplicando %G y LR (% del control) (Zucconi *et al.*, 1981). Cada tratamiento fue replicado 4 veces. En cada extracto se determinó: pH, conductividad eléctrica y contenido de fenoles (expresado como  $\mu\text{g}$  ácido gálico  $\text{g extracto}^{-1}$ ) mediante la técnica de azul de Prusia de Price y Butler (Das, 1994). En las muestras de biosólido y Compost III se determinaron Ni, Pb, Zn, Cu y Cd (acid extraction and determination with ICP, McGrath, Cunliffe, 1985).

### 5.2.3 Análisis estadístico

Los resultados fueron sometidos al ANOVA y las diferencias entre las medias se establecieron mediante el test de mínimas diferencias significativas (LSD). Se realizaron análisis de correlaciones lineales simples entre las variables analizadas.

## 5.3 Resultados y Discusión

### 5.3.1 Germinación de semillas y elongación radicular

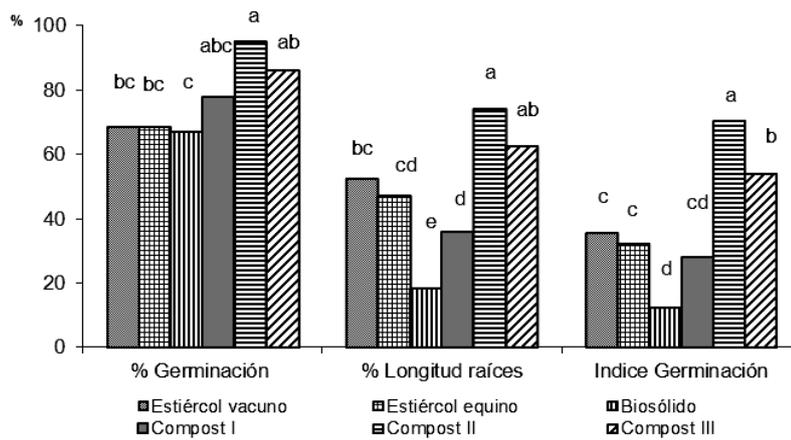
En los tratamientos biosólido y deyección de caballo se observó un retraso en el momento de germinación cuyo factor determinante parece ser el alto nivel de salinidad presente en ambos (Tabla 5.3.1.1). Esto reproduce el conocido efecto de las sales de retrasar del momento de germinación (Myers y Couper; 1989). El ensayo de germinación (Figura 5.3.1.1) presenta marcadas diferencias entre los tratamientos. Los %G estuvieron en un rango entre 67 y 95%. Según Zucconi *et al.* (1981) el rango de 80-85 %G indicaría la desaparición de fitotoxicidad del compost. En nuestro estudio este rango se logró únicamente con los tratamientos compostados que pasaron la etapa termófila (Compost II y Compost III).

Tabla 5.3.1.1: Características de los extractos utilizados. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

	<b>pH (1:10 extracto:agua)</b>	<b>CE (1:10 extracto:agua) (dSm<sup>-1</sup>)</b>
Testigo	6,0	0,02
Compost I	7,5	2,10
Compost II	7,6	2,08
Compost III	7,6	2,62
Biosólido	7,8	4,39
Estiércol equino	7,6	3,65
Estiércol vacuno	8,1	2,62

Sin embargo, los %G de los 3 compost (Compost I, II y III) estuvieron entre 78 y 95% y no variaron significativamente ( $p < 0,05$ ) entre ellos. En estos tratamientos el pH y la CE no fueron diferentes, encontrándose dentro de los rangos normales para la germinación de las semillas de raigras.

Figura 5.3.1.1: Porcentaje de germinación respecto del testigo, porcentaje de la longitud de la raíz seminal principal respecto del testigo e índice de germinación de semillas de raigras embebidas en distintos extractos. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.



El %G del biosólido (67%) no presentó diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) con el Compost I, pero fue significativamente menor ( $p < 0,05$ ) que el observado en los tratamientos Compost II y III. El contenido de fenoles (Tabla 5.3.1.1) no se vinculó con estos resultados, ya que su concentración no mostró diferencias entre los compost y el biosólido.

Entre los tratamientos no compostados (biosólido, estiércol vacuno y equino) no se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en el %G, el cual osciló entre el 67 y 68%.

La inhibición de la elongación de raíces es un parámetro más sensible como indicador de toxicidad que la germinación de las semillas (Ratsch, 1983; Tam y Tiquia, 1994). En este caso se mantuvo la misma tendencia que con el %G, para la mayoría de los tratamientos. No obstante, se evidenció que este parámetro presenta mayor discriminación que el anterior, con un rango entre 18 y 74%. Los tratamientos con compost que pasaron la etapa termófila (Compost II y III) obtuvieron los mayores %LR, difiriendo significativamente ( $p < 0,05$ ) del resto de los tratamientos. Contrariamente, los tratamientos Biosólido y Compost I presentaron menores %LR (18,4 y 35,7%, respectivamente), difiriendo significativamente ( $p < 0,05$ ) del resto de los tratamientos. Estos resultados destacarían la mayor sensibilidad del %LR sobre el %G.

**5.3.2 Índice de Germinación:** surge de los índices ya conocidos (%G x %LR) y estuvo en un rango del 12 al 70%, siendo mayores al 50% solo en los tratamientos con Compost II y III. Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre las tres mezclas de compost estudiadas, con menor Índice de Germinación en el tratamiento Compost I, que no alcanzó un nivel mínimo de 30%.

Wu *et al.* (2000) observaron que con el tiempo de maduración, disminuyen los efectos fitotóxicos del compost de biosólidos, atribuyendo a los metales pesados, pH y CE los posibles factores que pueden influir en dicho efecto. Los valores de metales pesados (Tabla 5.3.2.1) no variaron entre el compost III y el material original

(biosólido) y se encuentran por debajo de los límites establecidos por regulaciones tanto de European Union como de USEPA (European Union, 1986; USEPA, 1993). En un estudio previo a éste (Zubillaga y Lavado, 2002) se observó que la lechuga que creció en sustrato con compost de biosólido maduro, la concentración de metales pesados se encontraron por debajo de los niveles tóxicos establecido por reglamentaciones.

Tabla 5.3.2.1: Contenido de metales pesados en biosólido y Compost III (mg kg MS<sup>-1</sup>).

Metal	Compost	Biosólido
Cd	<4	3,6
Cu	726,7	550,3
Zn	1183,3	1323,5
Ni	109,3	135,5
Pb	383,3	292,7

Se encontraron regresiones lineales significativas entre características de los extractos (pH y CE) y las determinaciones vegetales (%G, %LR e IG). Todos los parámetros vegetales medidos correlacionaron en forma indirectamente proporcional y significativa con el pH y la conductividad eléctrica (Tabla 5.3.2.2).

Tabla 5.3.2.2: Análisis de regresión del bioensayo de germinación y propiedades químicas de los extractos

Ecuación de regresión	R <sup>2</sup>	Nivel de significancia
%G = 192,4 - 15,146 pH	0,3628	0,001
%LR = 262,55 - 27,682 pH	0,4967	0,0001
IG = 303,14 - 34,291 pH	0,5796	0,05
%G = 101,59 - 8,9499 CE	0,4869	< 0,00001
%LR = 96,416 - 16,287 CE	0,6607	< 0,00001
IG = 94,903 - 19,174 CE	0,6964	0,0001

#### 5.4 Conclusiones del Capítulo

Se observaron efectos fitotóxicos con el uso de enmiendas orgánicas sobre la germinación de raigrass. Los efectos fitotóxicos se relacionaron principalmente con el pH y la conductividad eléctrica. A pesar del conocido efecto de los metales pesados en la germinación, en este ensayo no pudieron relacionarse con el índice de germinación. Esto indicaría la presencia de otras sustancias fitotóxicas no determinadas en la presente investigación. Más aún, dichas sustancias tienden a degradarse durante el compostaje. Esto explicaría los mayores Índices de Germinación en los tratamientos con mayor duración del compostaje.

## **CAPÍTULO 6: MOVIMIENTO EN PROFUNDIDAD DE CUATRO ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS PROVENIENTES DE BIOSÓLIDOS EN DOS SUELOS DE LA PRADERA PAMPERA**

### **6.1 Introducción**

La aplicación de biosólidos a suelos agrícolas es una práctica común en diversas partes del mundo, aunque una de las objeciones a su aplicación es la posibilidad de introducir metales pesados al suelo y posibilitar la contaminación del medio ambiente. La biodisponibilidad y fitotoxicidad de los elementos traza en ensayos de aplicación de biosólidos han sido expuestos en diversos trabajos (Berti y Jacobs, 1996; Barbarick *et al.*, 1998; Sloan *et al.*, 1997).

A su vez, existen evidencias que indican la movilidad de estos elementos en suelos enmendados con biosólidos y una sustancial redistribución dentro del subsuelo y de los acuíferos (McBride, 1995; Holm *et al.*, 1998). Muchos investigadores han atribuido el incremento en la movilidad de los metales pesados a su complejación con el carbono orgánico disuelto, liberado desde los biosólidos (Richards *et al.*, 2000; Al-Wabel *et al.*, 2002). Contrariamente a ello, otros autores indican la existencia de estabilización y aún la reducción de la disponibilidad de metales traza por una progresiva inmovilización de los metales en formas menos solubles, incluyendo oclusión en óxidos de Fe y Al o precipitados como silicatos, fosfatos o carbonatos (Smith, 1997; Brown *et al.*, 1998).

La transferencia de contaminantes a través del perfil del suelo es a menudo observado indirectamente midiendo su concentración en diferentes profundidades (Barbarick *et al.*, 1998; Baveye *et al.*, 1999; Keller *et al.*, 2000). La concentración total de metales pesados en el suelo no indica la cantidad que está disponible para ser absorbido por el vegetal (Srikanth y Reddy, 1991). La extracción con dietilen triamina penta acético (DTPA) ha sido usada en estudios de biodisponibilidad. Algunos estudios han mostrado fuerte correlación entre los metales extractados con DTPA y los metales absorbidos por la planta (Lindsay y Cox, 1985; Kelling *et al.*, 1977).

**6.1.1 Objetivos del Capítulo:** Determinar los movimientos de cuatro metales pesados después de tres aplicaciones anuales sucesivas de biosólidos en dos suelos texturalmente diferentes.

## **6.2 Materiales y Métodos**

Se muestrearon cuatro perfiles de suelos de dos localidades de la Pradera Pampeana. Los perfiles 1 y 2 corresponden a un Argiudol típico de la localidad de Solís (34° 17' 44,8" S; 59° 18' 12,1" O) y los perfiles 3 y 4 corresponden a un Hapludol típico de la localidad de 25 de Mayo (35° 22' 38.9" S; 60° 03' 48.5" O). Las principales características de los perfiles de ambas localidades se presentan en la Tabla 6.2. Se trabajó en un ensayo de incorporación de biosólidos al suelo durante tres campañas seguidas. El diseño de los ensayos fue en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los cultivos fueron semejantes, salvo el tercer año. En Solís se cultivó la secuencia trigo-soja (campaña 1999/2000), maíz (campaña 2000/2001) y soja de

primera (campaña 2001/2002). En 25 de Mayo se cultivó la secuencia trigo-soja (campaña 1999/2000), maíz (campaña 2000/2001) y girasol (campaña 2001/2002). A partir de ese año se implantó una pastura en ambos sitios. Se realizaron muestreos de los primeros 0,15 m del suelo al finalizar cada campaña agrícola. En el primer y segundo año siguientes a la cesación de la aplicación de biosólidos, se tomaron muestras de suelo del tratamiento control y donde las dosis fueron equivalentes a 14 Mg ha<sup>-1</sup> de biosólido (materia seca). Se obtuvieron tres repeticiones por tratamiento a intervalos regulares de 0,33 m desde la superficie del suelo hasta los 3 ó 4 metros de profundidad, usando un muestreador Eijelkamp a percusión.

Tabla 6.2. Características físicas y químicas de los suelos de las localidades Solis y 25 de Mayo

Horizonte	Profundidad	Arcilla	Limo	Arena	MO	CIC	pH	%C	Densidad
				%		cmol kg <sup>-1</sup>	(1:2,5 H <sub>2</sub> O)	Mg m <sup>-2</sup>	aparente
Argiudol típico									
Ap	0 a 12	29.8	58.4	11.8	3.66	18	5.5	1,83	1.4
Ad	12 a 24	30.6	57.5	11.9	3.14	15.8	5.7	1,57	1.46
BA	22 a 40	40.2	49.9	9.9	1.74	18.2	5.9	0,87	1.4
Bt1	40 a 73	62.6	29.5	7.9	1.08	36.6	5.9	0,54	1.32
Bt2	73 a 122	50.5	40	9.5	0.86	23.5	6.5	0,43	1.35
BC	122 a 160	42.6	47.8	9.6	0.3	26.8	6.8	0,15	1.45
Hapludol típico									
Ap	0 a 12	11.4	14.3	74.3	7.6	2.22	5.9	1,11	1.31
A	12 a 24	8.3	15	76.7	7.8	1.92	5.6	0,96	1.48
2Ab	24 a 48	11.3	13.3	75.4	7.5	1.48	5.8	0,74	1.43
2ACb	48 a 72	10.4	12.1	77.5	6.2	0.74	6.3	0,37	1.4
2C	72 a 102	7.8	8.6	83.6	5.3	0.28	6.4	0,14	1.53
3Cx	102 a 124	14.5	9	76.5	6.5	0.42	6.4	0,21	1.62
4C	124 a 166	11.4	7.8	80.8	6.5	0.24	6.7	0,12	1.55

Las muestras fueron secadas al aire a temperatura ambiente y tamizadas por una malla de 10-mesh de acero inoxidable. Las muestras fueron digeridas con ácidos clorhídrico, sulfúrico y nítrico (McGrath y Cunliffe, 1985), para obtener los contenidos totales, y con DTPA para obtener los valores biodisponibles. Cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y cinc (Zn) fueron determinados mediante espectrometría. Las determinaciones fueron contrastadas con material estándar de referencia NIST. Los datos fueron analizados por técnicas estadísticas simples.

Las características medias del biosólido utilizado fueron: pH: 7,8; materia seca: 29%, materia orgánica: 62%; total cadmio, cobre, plomo y cinc ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ): 3,5; 540; 440 y 2500 respectivamente encontrándose dentro de los valores máximos permisibles según las normas de la Agencia de Protección ambiental de Estados Unidos (USEPA, 1993 Part 503). En el Argiudol típico el biosólido aplicado el primer año fue enmendado con cal ( $0,3 \text{ kg cal kg}^{-1}$  biosólido) debido al pH moderadamente ácido del suelo.

## **6.3 Resultados y discusión**

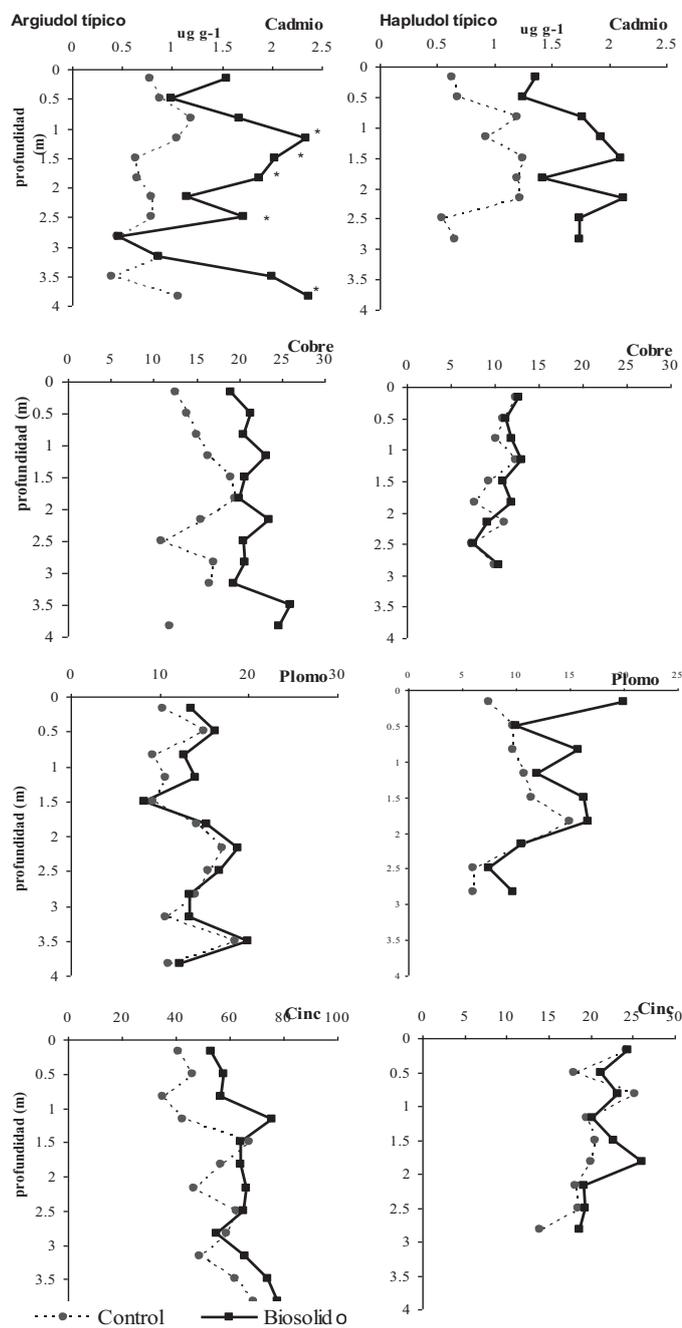
### **6.3.1 Concentración total de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc en los perfiles de suelos al cese de la aplicación de biosólidos**

En la Figura 6.3.1 se presenta la distribución de las concentraciones totales de Cd, Cu, Pb y Zn, en intervalos de 0,33 m desde la superficie hasta 3 ó 4 m de profundidad en los suelos estudiados de cada localidad. La figura considera el promedio de los dos años de muestreo. Las concentraciones totales de metales pesados en superficie en el testigo de ambos suelos fueron comparables con la de los suelos no contaminados de la región pampeana (Lavado *et al.*, 2004). Se observaron en ambos suelos, grandes

variaciones en distribución de los metales pesados en las distintas profundidades de los perfiles.

Se observó que la distribución de los metales en los perfiles de suelos testigo de ambas localidades tuvo algunas similitudes, entre ellas las concentraciones de Cd, Cu y Pb del horizonte superficial fueron semejantes a las encontradas en la base del perfil, no presentando diferencias estadísticas ( $p < 0,05$ ) entre ellas. La distribución del Zn difirió entre los suelos; en el Argiudol típico aumentó significativamente ( $p < 0,05$ ) la concentración con la profundidad mientras que en el Hapludol típico disminuyó significativamente ( $p < 0,05$ ).

Figura 6.3.1: Cd, Cu, Pb y Zn total en ambos perfiles de suelos.



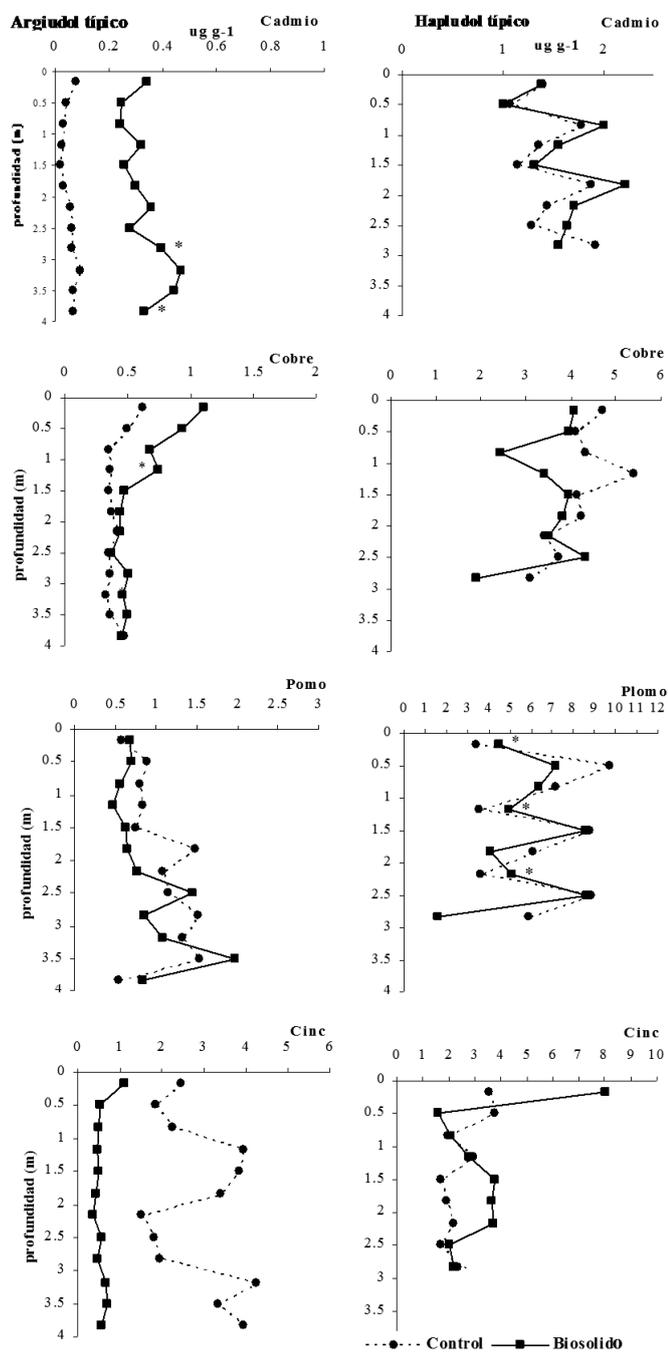
La aplicación de biosólido en el Argiudol típico aumentó significativamente la concentración de Cd en algunas capas superficiales y subsuperficiales. Se observó un significativo movimiento de este elemento hacia las capas profundas del perfil. Las concentraciones de los demás metales pesados no mostraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) después de la aplicación del biosólido. No obstante, se observaron tendencias de incremento de la concentración de estos elementos (Cu y Zn) tanto en capas superficiales como profundas. En el Hapludol típico no se observaron diferencias significativas en la concentración de los metales pesados con la aplicación de biosólidos. No obstante, en el caso del Cd y Pb se observó una tendencia de incremento, aunque debido a la gran variabilidad que presentaron los datos no se manifestaron diferencias estadísticamente significativas.

La concentración de metales pesados de ambos suelos no se asoció con las características texturales de los mismos.

### **6.3.2 Concentración extractable de Cadmio, Cobre, Plomo y Zinc en suelos**

En la Figura 6.3.2 se presenta los valores promedio de la distribución de los metales pesados estudiados en ambos perfiles de suelos.

Figura 6.3.2: Cd, Cu, Pb y Zn extractables en ambos perfiles.



En el Argiudol típico la aplicación de biosólido incrementó la concentración de Cd desde la superficie hasta los 4 m de profundidad, sin embargo dada la alta variabilidad de los datos, las diferencias solo fueron significativas ( $p < 0,1$ ) a partir de los 2 m de profundidad. En el caso del Cu se observó tendencia de mayor concentración hasta los 1,5 m después del cual se igualaron las concentraciones al testigo. La concentración de Pb no manifestó diferencias significativas ni tendencias de incremento de su concentración con la aplicación del biosólido respecto del Testigo. La concentración de Zn, presentó una tendencia de disminución con la aplicación de biosólido, aunque debido a la gran variabilidad de los datos, no fueron diferencias significativas estadísticamente.

En el Hapludol típico no se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en las concentraciones de los distintos metales pesados con la aplicación del biosólido.

Al igual que con las concentraciones totales de metales pesados, no se observó asociación entre las concentraciones de metales pesados extractables con el porcentaje de arcilla.

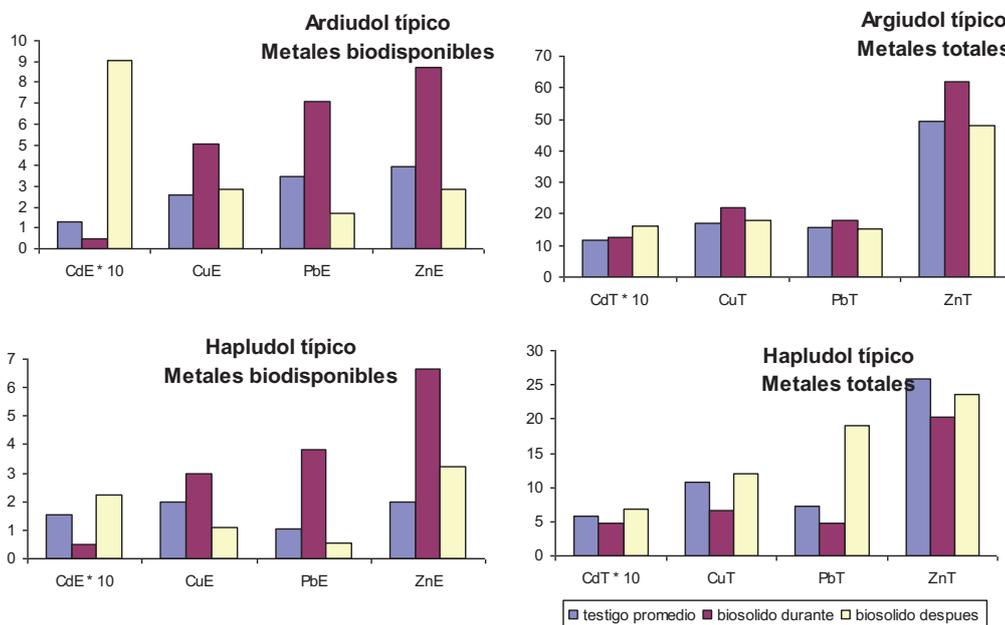
### **6.3.3. Concentración superficial total y extractable de metales pesados en distintos momentos desde la aplicación de biosólido**

En la Figura 6.3.3 se presentan las concentraciones superficiales de los metales pesados totales y extractables en tres situaciones: tratamiento testigo (T, promedio de los cinco años de estudio), tratamiento biosólido (B1, promedio de los tres años de aplicación) y post aplicación de biosólido (B2, promedio de los dos años subsiguientes a la última aplicación de biosólido).

A excepción del Pb en el Hapludol, la aplicación de biosólido no produjo incremento de las concentraciones totales de metales pesados en ninguno de los dos suelos.

Las concentraciones de metales pesados extractables presentaron mayor variación respecto de las totales. En el Argiudol la concentración de Cd luego del cese de aplicación se incrementó significativamente respecto de los tratamientos T y B. También se observó incremento de la concentración del Zn extractable en el tratamiento B1 y B2 respecto del testigo. En el Hapludol solo se observaron incrementos del Zn extractable en el B1 respecto del testigo.

Figura 6.3.3: Concentración de metales pesados totales y biodisponibles en muestras superficiales de suelos, durante diferentes momentos de la aplicación de biosólido.



#### 6.4 Conclusiones del Capítulo

Según la bibliografía existen diferentes destinos de los metales pesados contenidos en los biosólidos en experimentos a campo. En nuestro estudio la disminución observada en el Argiudol de la concentración del Zn con la aplicación de biosólido, podría deberse a su progresiva inmovilización hacia formas menos solubles tales como oclusión en óxidos de Fe y Al o precipitados como silicatos, fosfatos o carbonatos. Pascual *et al.* (2004), en un ensayo de incubación de suelo enmendado con biosólido, observó que la mineralización de la materia orgánica del biosólido no incrementó, al igual que en nuestro estudio, la concentración de ningún DTPA-metales pesados, lo que indica la existencia de metal unido a formas químicas de baja disponibilidad. En experimentos a campo, Chang *et al.* (1997) y Hyun *et al.* (1998) no observaron incrementos en el Cd biodisponible en los siguientes 10 años del cese de la aplicación de biosólidos. Walter *et al.* (2002) observaron que 35 al 44% de la materia orgánica del biosólido fue mineralizada 9 años siguientes al cese de la aplicación de biosólidos pero encontraron que metales pesados-DTPA disminuyeron en el mismo período. Barbarick e Hipólito (2003) observaron disminución del Cu y Zn-DTPA después del cese de la aplicación. McBride *et al.* (1997) observaron disminución de metales pesados 15 años siguientes al cese de la aplicación.

En el caso del incremento de la biodisponibilidad del Cd y Cu en el suelo Argiudol típico esto puede deberse a la mineralización de la materia orgánica del biosólido (Granato *et al.*, 2004). White *et al.* (1997) reportaron que DTPA-metales pesados incrementaron durante los 4 años siguientes al cese de la aplicación, pero

fueron cercanos a la concentración del control 8 años siguientes al cese de la aplicación.

Las aplicaciones de biosólidos en el Argiudol incrementaron la concentración de Cd total a través del perfil, siendo el único incremento significativo observado. Estos resultados pueden deberse a la calidad del biosólido utilizado, con bajas concentraciones de metales pesados. Es de destacar que este incremento del Cd solo se observa luego del cese de la aplicación del biosólido, lo que enfatiza la hipótesis de la mineralización de fracciones recalcitrantes del biosólido.

McBride *et al.* (2004), sugieren que las propiedades fisicoquímicas del suelo, específicamente el pH, CIC y contenido de materia orgánica y arcilla tienen mayor importancia que las características del biosólido para determinar el comportamiento del metal. Nuestros resultados demuestran la importancia de la calidad del biosólido para producir incrementos en la concentración de metales pesados de los suelos sobre el tipo de suelo, debido a que en ambos suelos texturalmente diferentes, fueron escasos los incrementos observados.

Estos datos permitirían postular que la concentración de metales pesados podría no incrementarse en los tejidos vegetales después del cese de aplicaciones repetidas de biosólidos.

## **CAPÍTULO 7: EFECTO DE LA FITORREMEDIACIÓN ASISTIDA SOBRE LA SORCIÓN DE METALES PESADOS DESDE UN SUELO CONTAMINADO**

### **7.1 Introducción**

La región pampeana es una zona donde se combina la presencia de grandes urbes con la explotación industrial (incluida la agroindustria), agrícola y ganadera, principalmente intensiva. La formación de grandes cantidades de compuestos químicos residuales de elevada toxicidad y con capacidad de bioacumulación es uno de los efectos indeseados del desarrollo industrial. La presencia de elementos traza altamente tóxicos constituye un importante factor contaminante a controlar siendo los suelos particularmente afectados por la deposición de residuos producidos por la urbanización y la industrialización (Lavado *et al.*, 1998).

Por otro lado, durante la década del '90 se han implantado en los alrededores de la ciudad de Buenos Aires y sur de la provincia de Santa Fe establecimientos dedicados a la producción ganadera intensiva en pequeña y mediana escala (Maisonnave, 2002). Respondiendo a condiciones ecológicas, económicas, tecnológicas y de distancia a los mercados se encuentra un gradiente de intensificación ganadera desde sistemas extensivos, semi-intensivos hasta los sistemas muy utilizados en USA denominados *feedlot*. En estos sistemas se desconocen los potenciales efectos contaminantes de las fertilizaciones recurrentes y del uso de pesticidas. La intensificación ganadera genera descargas incontroladas de efluentes que resultan en presencia de agentes patógenos, sustancias tóxicas (Smith, 1996) y una fuente importante de contaminación puntual de nitratos y elementos traza pudiendo en algunas situaciones tener más impactos

negativos en el ambiente suelo-agua que la fertilización tradicional inorgánica (Andriulo *et al.*, 2000; García y de Iorio, 2005).

La utilización de fertilizantes orgánicos, inorgánicos y herbicidas puede, entre otros aspectos, ser fuente de metales pesados en los suelos (Andriulo *et al.*, 2003; Campos, 2003; Singh, 1994). Se puede decir que alrededor del 90% de la contaminación producida por estos insumos es retenida por las partículas de suelo (Pinochet *et al.*, 2001), considerándose éste como un reservorio importante de contaminación ambiental (Alloway, 1995). Estos metales pesados presentan elevada bio-disponibilidad (Adriano, 2001) y su tiempo de residencia en el suelo es considerada como permanente, debido a la escasa movilidad (Alloway y Jackson, 1991; Schmidt, 1997) y nula degradación (Bolan y Duraisamy, 2003). La acumulación de estos elementos en el horizonte edáfico biológicamente más activo, por encima de determinados niveles, puede ocasionar efectos perjudiciales para algunas especies vegetales (Gupta y Gupta, 1998). Algunas opciones de remediación presentan ventajas desde el punto de vista económico así como ecológico. En general, comprenden la minimización de la biodisponibilidad de los metales pesados, siendo una forma de descontaminación aceptada por la sociedad y los organismos regulatorios internacionales (Pulfo y Watson, 2002). Esta disponibilidad puede ser reducida a través de la inmovilización química o biológica, utilizando compuestos orgánicos, inorgánicos o vegetales (Knox *et al.*, 2000). Entre las enmiendas inorgánicas, los fertilizantes fosfatados logran esta inmovilización a través de la precipitación; las enmiendas orgánicas a través de la formación de complejos con los metales contribuyendo a su retención y la utilización de plantas, fitorremediación, a través de la degradación,

metabolización o absorción de dichos metales (Golan-Goldhirsh *et al.*, 2004). A nivel nacional, son escasos o muy específicos los sitios contaminados por metales pesados pero frente al avance de la intensificación agrícola-ganadera es necesario continuar generando información al respecto (Zubillaga *et al.*, 2006).

**7.1.1 Objetivos del Capítulo:** Evaluar el efecto de la aplicación de compost sobre la eficiencia de la fitorremediación. Evaluar el efecto de la fitorremediación asistida con el uso de compost de biosólidos sobre la movilidad de las fracciones totales y DTPA de Cd, Cu, Pb y Zn a través de los distintos horizontes de un suelo contaminado. Evaluar el efecto de la aplicación de compost de biosólidos y la fitoremediación sobre la lixiviación de Cd, Cu, Pb y Zn.

## **7.2 Materiales y Métodos**

**7.2.1. Obtención y Contaminación de muestras de suelo:** Se muestrearon los horizontes A, Bt y BC de un Argiudol Típico ubicado en el partido de San Antonio Areco, provincia de Buenos Aires, cuyas principales características se presentan en la Tabla 7.2.1. El horizonte A se enriqueció con soluciones de nitratos de Zn, Cu, Cd y Pb, en las siguientes dosis, 149,2 mg Cd Kg<sup>-1</sup>, 149,2 mg Pb Kg<sup>-1</sup>, 166,4 mg Zn Kg<sup>-1</sup>, 166,4 mg Cu Kg<sup>-1</sup>. Los suelos así contaminados fueron humedecidos a capacidad de campo y secado al aire en ciclos de aproximadamente 15 días durante 3 meses para lograr un equilibrio con los coloides del suelo (Martínez y Motto, 2000).

Tabla 7.2.1 Principales características de los horizontes estudiados

	%CO	pH	% arcilla	% limo	% arena	Textura
A	2,02	5,8	31,3	57	11,7	Franco arcillo limoso
Bt	0,83	6,3	62,9	28,3	8,8	Arcilloso
BC	0,21	6,7	42,3	46,8	10,9	Arcillo-limoso

**7.2.2. Experimento de lixiviación en columnas de suelos:** Se utilizaron columnas de PVC de 0,15 m de diámetro con tres alturas diferentes: 0,20; 0,35 y 0,48 m. Las alturas se establecieron según contuvieran horizonte A (0,12 m horizonte A, Figura 7.2.2.1), horizontes A+Bt (0,12 m horizonte A y 0,15 m horizonte Bt, Figura 7.2.2.2) y horizontes A+Bt+BC (0,12 m horizonte A, 0,15 m horizonte Bt y 0,13 m horizonte BC, Figura 7.2.2.3), respectivamente.

Figura 7.2.2.1: Foto de columnas de lixiviación conformadas con horizonte A.



Figura 7.2.2.2: Foto de columnas de lixiviación conformadas con horizonte A y Bt.



Figura 7.2.2.3: Foto de columnas de lixiviación conformadas con horizonte A + Bt + BC.



Los tratamientos fueron los siguientes:

- i. Suelo contaminado (Testigo).
- ii. Suelo contaminado + planta (Planta).
- iii. Suelo contaminado + 50 tn ha<sup>-1</sup> compost (Compost).
- iv. Suelo contaminado + 50 tn ha<sup>-1</sup> compost + planta (Compost-Planta).

El cultivo utilizado fue *Festuca rubra*. El diseño del ensayo fue en bloques completos al azar con tres repeticiones por tratamiento. El compost fue preparado con aserrín como material estructurante y biosólidos (1:1, v:v) obtenido en la planta de tratamiento de aguas cloacales localizada en San Fernando, Pcia. de Buenos Aires. Las columnas fueron percoladas con los siguientes volúmenes de agua A: 1000 ml, A+Bt: 1200 ml, A+Bt+BC: 2000 ml. Debido al control de la irrigación no se produjeron lixiviados entre muestreos.

**7.2.3 Análisis del material vegetal, suelos y lixiviados:** La biomasa aérea vegetal se cortó cada 8 semanas a una altura de 5 cm. La biomasa radical se recolectó en el momento de destrucción de las columnas, totalizando 2 muestreos que correspondieron cada uno a dos cosechas aéreas. Las muestras fueron secadas, pesadas y analizadas. Se realizaron dos momentos de muestreo destructivo de las columnas para la obtención de las muestras de suelo: la primera al cabo de dos cosechas y dos lixivaciones y la última se realizó luego de 4 cosechas y lixivaciones. La recolección de lixiviados tuvo lugar luego de cada cosecha de material vegetal, la cual fue realizada cada 7-8 semanas, totalizando 4 lixivaciones.

**Ensayos Vegetales:** Las concentraciones de Zn, Cd, Cu y Pb fueron determinadas por ICP (Sparks *et al.*, 1996) después de una digestión con ácido nítrico-perclórico.

**Ensayo de Suelos:** Se determinó en las muestras de suelo Cd, Cu, Pb y Zn totales mediante digestión con agua regia (ácido nítrico, clorhídrico y sulfúrico, McGrath y Cunliffe 1985) y disponibles (extracción con DTPA, Sparks *et al.*, 1996). Todos los extractos de suelos fueron determinados con ICP (espectrometría de emisión de plasma).

**Ensayos de Lixiviados:** El Cd, Cu, Pb y Zn de los lixiviados fueron extractados con ácidos nítrico, clorhídrico y sulfúrico (McGrath y Cunliffe, 1985) y determinados usando la técnica de espectrometría de emisión de plasma (ICP, Sparks *et al.*, 1996). Los datos se presentan como concentración de metales y como masa total de metales lixiviados, la cual se calculó multiplicando la concentración por el volumen de lixiviado recogido y dividido por el volumen de agua ingresado a cada columna.

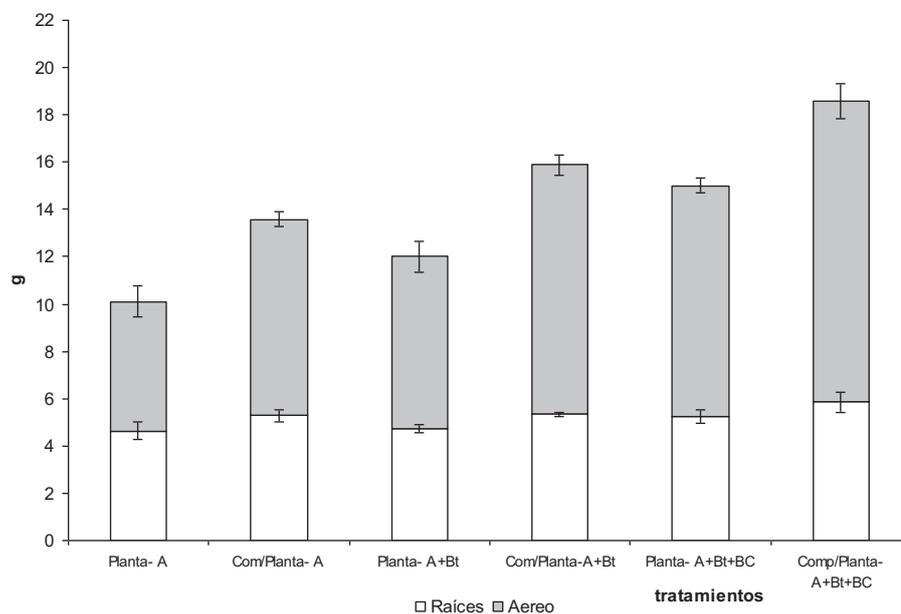
Todos los datos fueron analizados estadísticamente por análisis de varianza (ANOVA) previamente comprobados los supuestos de homogeneidad de varianza (Bartlett) y normalidad de los datos (Shapiro-Wilk) y las diferencias entre medias se realizó con el test de diferencias mínimas significativas (LSD,  $p < 0,05$ ).

## 7.3 Resultados y Discusión

### 7.3.1 Material vegetal

Se observó que la materia seca total correspondió en mayor cantidad a biomasa aérea, variando del 54 al 68,5% según los distintos tratamientos. La aplicación de compost incrementó significativamente ( $p < 0,05$ ) la materia seca total final en los diferentes horizontes considerados (Figura 7.3.1). Esto ha sido observado en otros cultivos (Zubillaga y Lavado, 2002; Wei y Liu, 2005) debido al mejoramiento de la calidad de los suelos (Albiach *et al.*, 2001; Fernández *et al.*, 2007).

Figura 7.3.1: Biomasa aérea, de raíces y aérea+raíz producida por la suma de todas las cosechas. Las barras indican el error estándar.



Castaldi *et al.* (2005) observaron que la incorporación de compost mejoró el crecimiento vegetal aéreo y de raíces de *Lupinus albus* en suelos contaminados con metales. En nuestro estudio, la materia seca aérea final incrementó significativamente con la incorporación de compost ( $p=0,0172$ ;  $0,0125$  y  $0,0219$  respectivamente para columnas A, A+Bt y A+Bt+BC) observándose, además, que a mayor volumen de suelo explorado mayor es la materia seca. Respecto de materia seca radical final, se observó tendencia de incremento con el agregado de compost siendo este incremento significativo estadísticamente ( $p=0,03$ ) en las columnas A+Bt. No se observaron diferencias significativas con la profundidad explorada por las raíces. La materia seca radical fue significativamente menor ( $p<0,05$ ) en el segundo muestreo, en los tratamientos y horizontes considerados. Se observó que la incorporación de compost incrementó significativamente ( $p=0,026$  y  $p=0,041$  respectivamente para columnas A y A+Bt) la relación de materia seca aérea/raíz (Tabla 7.3.1). Esto presenta un impacto ambiental positivo debido a la reducción en la erosión hídrica o eólica disminuyendo de esta forma la dispersión del horizonte superficial contaminado hacia otras áreas, resultados ya observados por Tordoff *et al.* (2000).

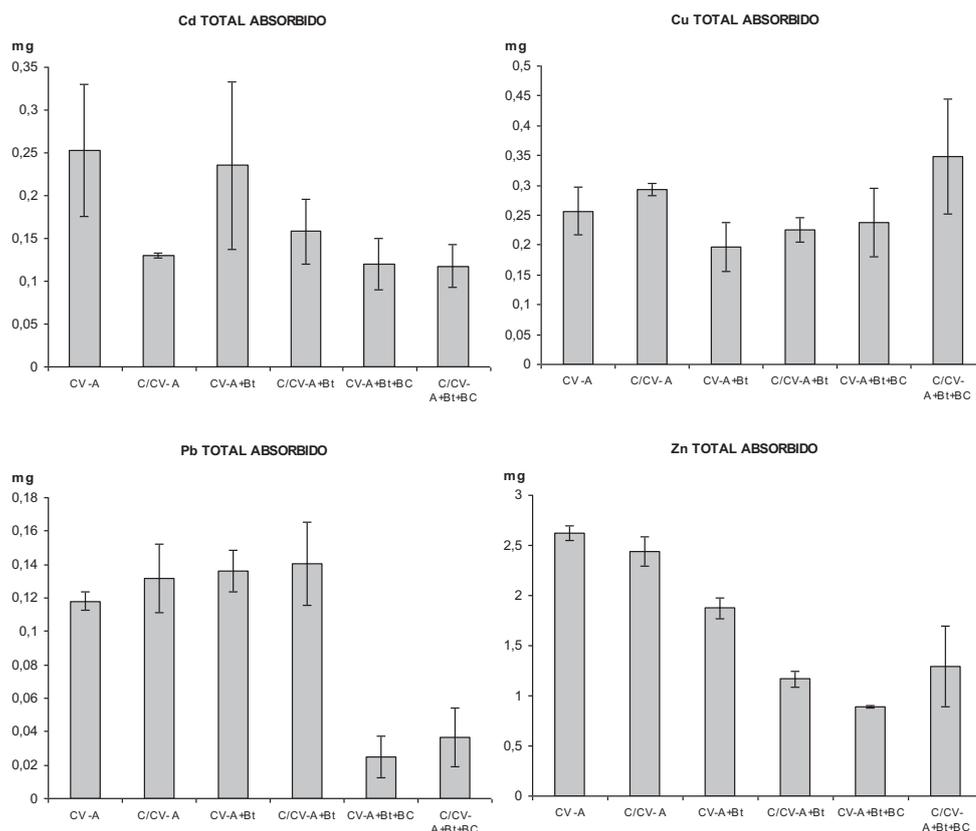
Tabla 7.3.1: Relación aérea/raíz de la materia seca y metales.

Columna	Tratamiento	Relacion aereo/raiz				
		Materia seca	Cd total	Cu total	Pb total	Zn total
A	Testigo	1,176	0,221	0,356	0,730	0,240
A	Compost	1,582	0,686	0,282	0,655	0,416
A+Bt	Testigo	1,528	0,462	0,422	0,244	0,325
A+Bt	Compost	1,973	0,334	0,512	0,840	1,149
A+Bt+BC	Testigo	1,875	0,316	0,433		1,263
A+Bt+BC	Compost	2,178	0,600	0,712		1,205
A	<i>p Test-Compost</i>	0,027	0,036	0,386	0,828	0,059
Bt+BC	<i>p Test-Compost</i>	0,040	0,740	0,640	0,035	0,012
A+Bt+BC	<i>p Test-Compost</i>	0,114	0,470	0,410		0,890

Cumpliendo con el objetivo de investigar el potencial efecto remediador del compost de biosólido en suelos contaminados y bajo la premisa que la enmienda permitiría inicialmente inmovilizar los metales para luego ser liberados con la degradación de la materia orgánica del compost (van Herwijen *et al.*, 2007), se obtuvieron los siguientes resultados. Se observó cierta tendencia de disminución del Cd total absorbido en las columnas A+Bt+BC (Figura 7.3.2). Esto pudo deberse a un efecto de dilución debido al incremento de la biomasa total. Sólo se observaron diferencias significativas en la columna A (horizonte A) con el agregado de compost, el cual permitió disminuir el metal absorbido. El Cu y Pb total absorbido fue muy variable y no se observaron diferencias significativas en cada columna entre los distintos tratamientos. El Zn total absorbido fue mayor significativamente en la columna A y solo se observó disminución significativa del Zn total absorbido con la aplicación de compost en la columna B (horizontes A + Bt).

Figura 7.3.2: Sumatoria de metales pesados aéreos y raíz en todas las cosechas.

Barras indican el error estándar.

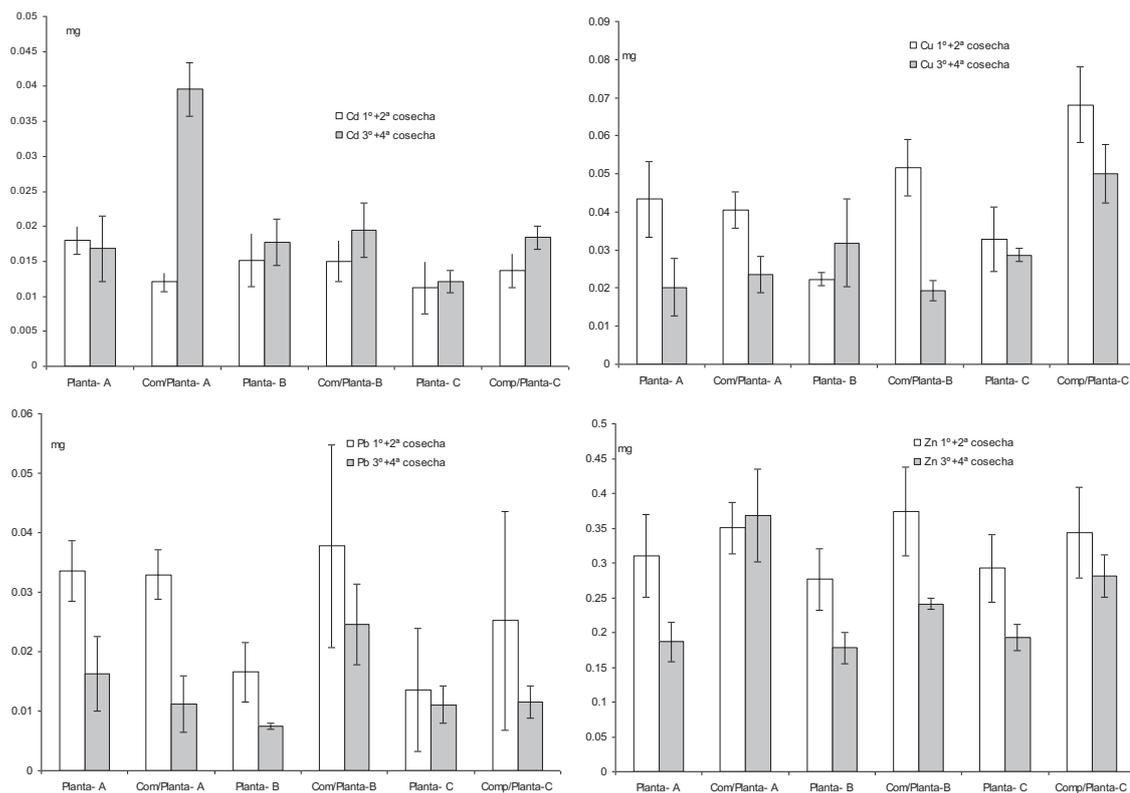


Analizando más detalladamente, en la figura 7.3.3 y 7.3.4 se observa la absorción de metales en biomasa aérea y raíz, respectivamente, en las sucesivas cosechas. Hubo tendencia generalizada de disminución de Cu, Pb y Zn aéreo en las últimas cosechas. Se encontró mayor acumulación de Cu-aéreo y Cu-raíz en las columnas A+Bt+BC con aplicación de compost. La aplicación de compost, por lo tanto, posibilitaría limitar la movilidad del metal hacia cursos de agua subterráneos. No se

observaron diferencias significativas en el factor A/R, con porcentajes finales de 66,1 a 78,1 de Cu-raíz respecto del Cu en materia seca total.

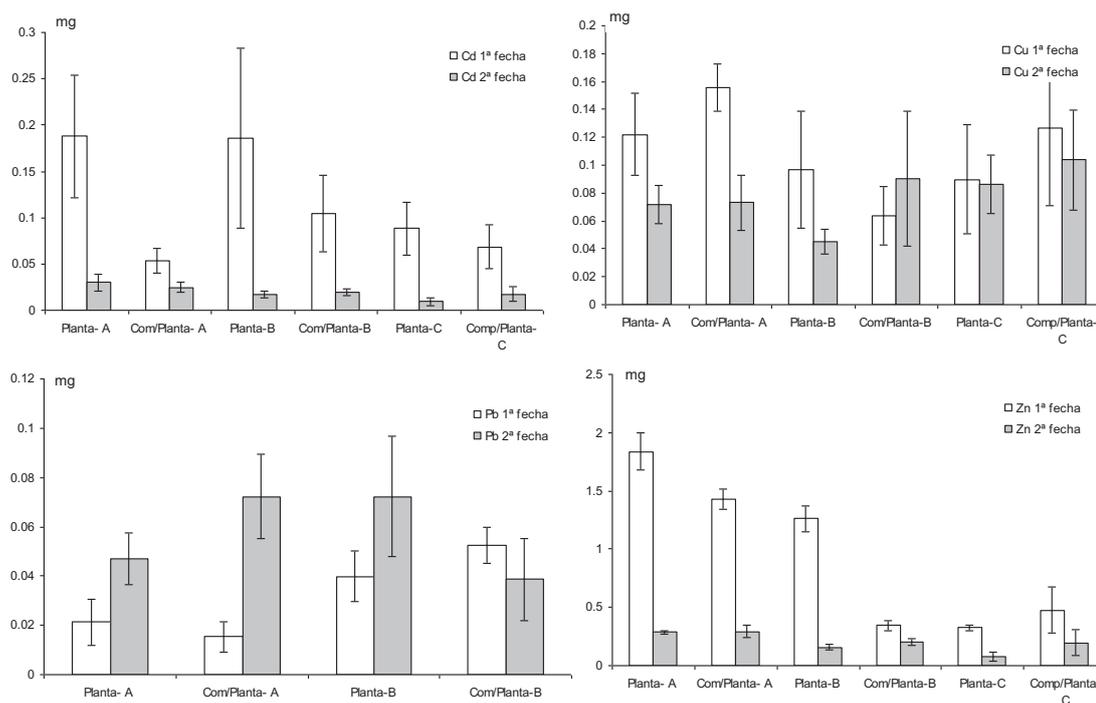
Respecto del Cd se observó en las últimas cosechas que la aplicación de compost incrementó significativamente la absorción aérea en las columnas A, debido, posiblemente, al mencionado proceso de inmovilización-degradación de la materia orgánica. El Cd total en raíces varió entre 60,1 y 86,2% respecto del Cd en materia seca total. Esta mayor cantidad de Cd en raíces disminuye con la aplicación de compost, en el horizonte en el cual se aplicó la enmienda ( $p < 0,05$ ) lo que llevó a incrementar significativamente ( $p = 0,036$ ) el factor A/R (Tabla 7.3.1). De esta forma, considerando la cosecha del producto para su posterior disposición y al no producirse mayor movilidad del Cd, el efecto fitorremediador del cultivo se encuentra favorecido por la incorporación del compost.

Figura 7.3.3: Metales pesados en material vegetal aéreo en las sucesivas cosechas y columnas.



La cantidad de Pb absorbido por las plantas no se diferenci6 significativamente ( $p < 0,05$ ) entre columnas ni tratamientos (Figura 7.3.2). En general, la cantidad absorbida de Pb a6reo disminuy6 con las cosechas, mientras que aument6 el Pb en ra6ces (Figuras 7.3.3 y 7.3.4). Este aumento del Pb en ra6ces fue mayor con aplicaci6n de compost, caso contrario a lo observado con Cd y Cu. La relaci6n a6reo/ra6z vari6 significativamente en el horizonte de aplicaci6n del compost en la columna B.

Figura 7.3.4: Metales pesados en material vegetal de las ra6ces en las sucesivas cosechas y columnas.



El Zn total final acumulado (Figura 7.3.2) fue mayor significativamente ( $p < 0,05$ ) en las columnas con horizonte A, respecto del resto de las columnas, debido principalmente a la mayor acumulación en raíz (Figura 7.3.3 y 7.3.4). El Zn total en raíces varió entre 45,5 y 81 % respecto del Zn en materia seca total. La cantidad de Zn en raíces disminuye con la profundidad del perfil, lo que llevó a incrementar significativamente el factor A/R con la profundidad de las columnas (Tabla 7.3.1).

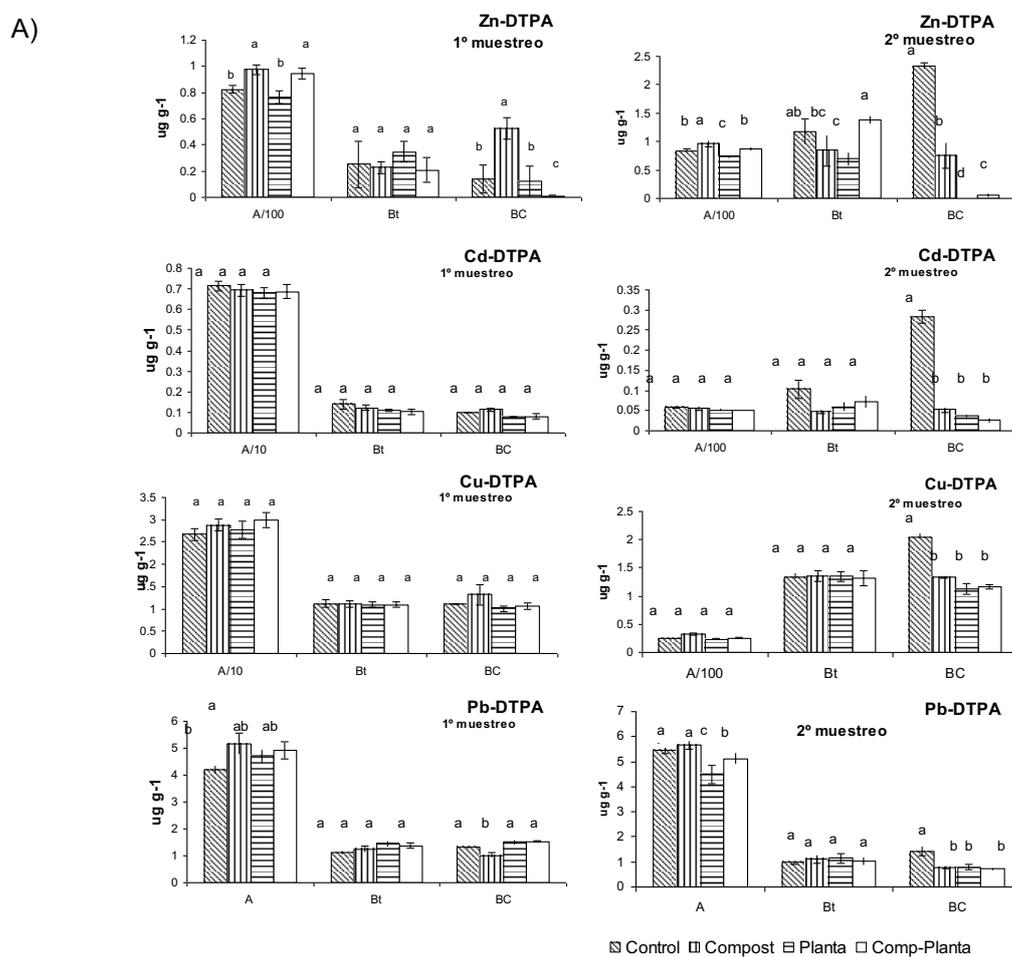
### **7.3.2. Concentración total y disponible de metales en los distintos horizontes del suelo**

En general, se observó para todos los elementos en sus formas totales y disponibles, en ambos momentos de muestreo, que la concentración en el horizonte A fue mayor que en Bt y BC, con algunas diferencias entre tratamientos (Figura 7.3.5). Esto se debe al tipo de contaminación superficial y a que bajo las condiciones de pH, contenido de arcillas y materia orgánica del ensayo, la movilidad de los elementos sea escasa. Según Udom *et al.* (2004) los metales pesados tales como cinc, plomo, cadmio y cobre agregados a los suelos a través de biosólidos, se acumulan desde la superficie hasta una profundidad de más de 65 cm. Por otro lado, pudo deberse a que la lixiviación fue tal que disminuyó las concentraciones de los elementos en los horizontes sucesivos.

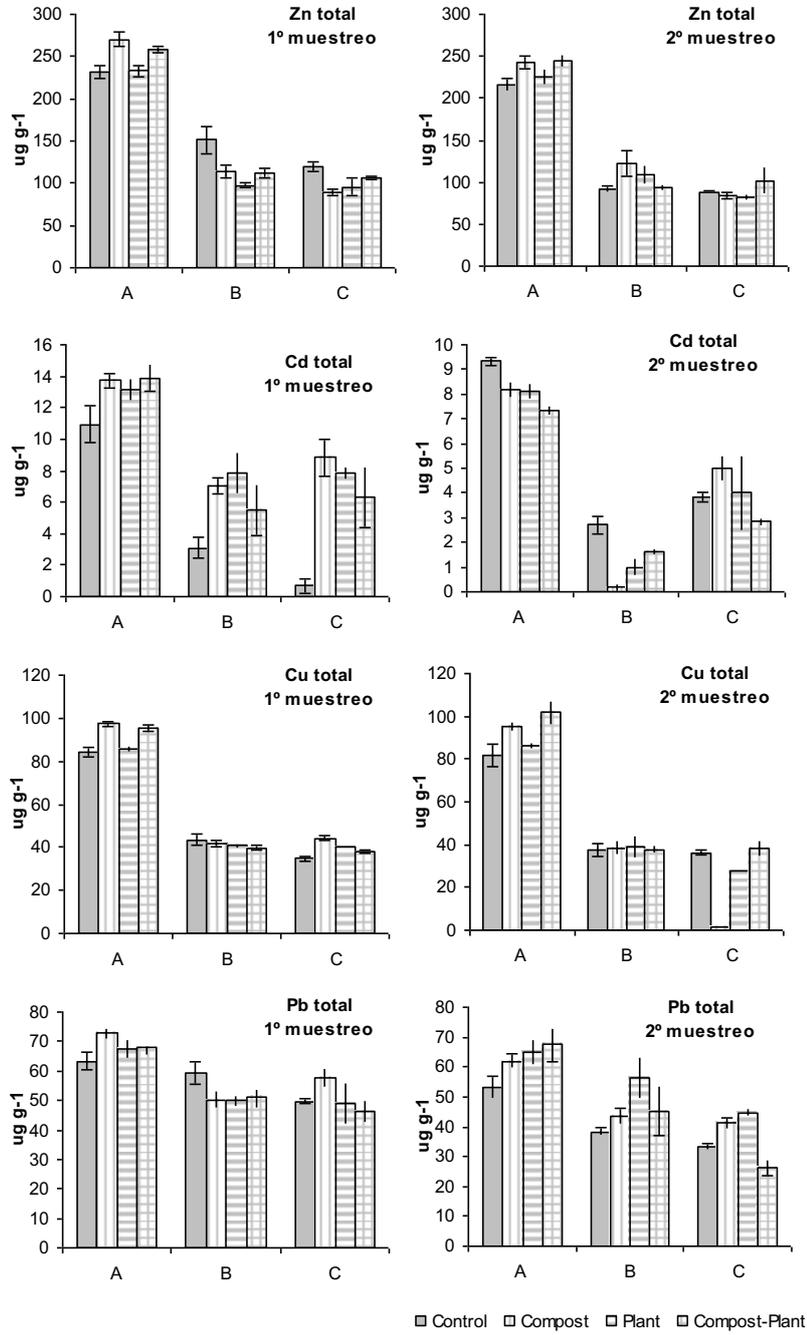
Se observó en general, en el horizonte A, que aplicaciones de compost incrementaron las concentraciones totales de Zn y Cu luego de ambos muestreos. Esto puede deberse a que el compost aplicado complejó las fracciones de Cu y Zn, mientras que la disminución observada en el tratamiento Planta pudo deberse a la absorción por

parte del cultivo. Se observaron menores concentraciones de Zn en los lixiviados con algún tratamiento de remediación respecto del Control en la mayoría de las columnas y lixiviaciones, las cuales disminuyeron en las sucesivas lixiviaciones.

Figura 7.3.5. Concentración de Metales-DTPA (A) y Metales-T (B) en los distintos momentos de lixiviación para los distintos tratamientos. Las barras indican error estándar y las letras las diferencias significativas entre tratamientos para cada horizonte.



B)

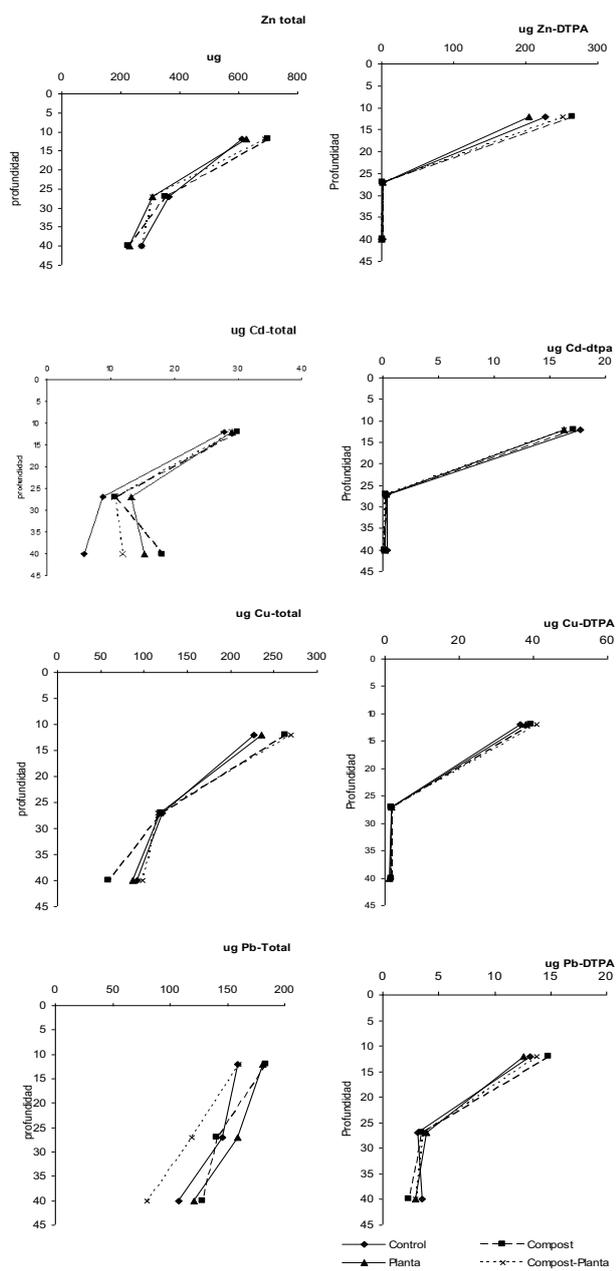


Respecto de los metales Pb y Cd, se observó que, en general, no hubo diferencias entre tratamientos tanto en sus formas totales como disponibles. A pesar de la baja movilidad del Pb en los suelos (Fischerová *et al.*, 2006) se observaron altas concentraciones de Pb-Total en los horizontes Bt y BC. Las fracciones de Pb-DTPA fueron mayores en el horizonte A respecto del resto de los horizontes. No existe en la bibliografía datos que puedan explicar el comportamiento hallado en este caso bajo estudio. En el primer muestreo los contenidos de Cu-DTPA y Total fueron mayores en el horizonte A, pudiendo corroborar que el cobre es un metal que tiene una movilidad limitada por lo que se acumula en la superficie de suelos de sitios contaminados (McLaren y Crawford, 1973), aunque las sucesivas lixiviaciones permitieron la movilización de la fracción DTPA.

### **7.3.3 Masa total de metales en los distintos horizontes del suelo**

El contenido total y DTPA de los metales en los diferentes horizontes del suelo se observa en la Figura 7.3.6, la cual representa la sumatoria de ambos momentos de muestreo.

Figura 7.3.6. Sumatoria de los contenidos de Metales-Totales y Metales-DTPA de ambos muestreos, en los diferentes horizontes del suelo.



El comportamiento general de los distintos elementos en sus formas totales y DTPA muestran mayor contenido en el horizonte A y con menores pendientes entre los horizontes Bt y BC, por lo que se presupone que el alto contenido de arcillas del horizonte Bt (62,9%) limita su movimiento a través de los horizontes del suelo, datos corroborados con las lixiviaciones obtenidas de los mismos. El Pb-total se diferencia de esta regla general; a pesar de ser un nutriente con baja movilidad en el suelo, no se hallaron en los contenidos totales pendientes marcadas entre los horizontes A y Bt.

Las diferencias entre tratamientos fueron variantes entre los distintos metales y sus fracciones. En el Zn y Cu-Total presentaron semejante comportamiento. Se observaron menores contenidos en los tratamientos Control y Planta en el horizonte A. Esta menor concentración en el tratamiento Planta pudo deberse a la absorción por el cultivo, por lo que se observa que la aplicación de los distintos tratamientos tuvo efecto significativo en la retención del Zn-total. En el Cd-Total el tratamiento Control del segundo muestreo presentó significativamente mayor contenido total respecto de los demás tratamientos. Esto sugiere el efecto positivo en la limitación de la movilidad del Cd con la aplicación de los distintos tratamientos de remediación. Respecto del Pb total se observó, en el horizonte BC, menor contenido total respecto del resto de los tratamientos. En Cd, Cu y Pb-DTPA no se observaron diferencias significativas entre tratamientos.

En la Tabla 7.3.2 se observa el porcentaje de variación de las fracciones DTPA respecto de la variación de las fracciones totales luego del segundo muestreo. Se observa en todos los elementos mayor relación en los horizontes Bt y BC lo que implica la escasa importancia relativa de las fracciones biodisponibles respecto de las totales.

En el caso de los cuatro metales estudiados, la aplicación de compost solo o en conjunto con la planta disminuyó la fracción biodisponible, efecto fundamental para mitigar la lixiviación.

Tabla 7.3.2: % Metal-Total/Metal-DTPA para cada elemento y profundidad

	<b>Control</b>	<b>Compost</b>	<b>Planta</b>	<b>Comp-Planta</b>
<b>Zn</b>				
A	255,80	251,82	308,22	273,06
Bt	7762,04	14382,35	27594,94	20777,78
BC	7154,47	11118,42		170277,78
<b>Cd</b>				
A	160,89	146,07	158,67	145,50
Bt	2612,90	350,88	1666,67	4642,86
BC	2323,23	9375,00	10909,09	10625,00
<b>Cu</b>				
A	324911,84	319680,64	368302,78	401424,66
Bt	2839195,98	2851851,85	2870370,37	2632311,98
BC	2270833,33	82815,73	2440828,40	3247863,25
<b>Pb</b>				
A	970,83	1094,55	1447,47	1314,86
Bt	3929,79	3869,82	4909,88	4334,93
BC	2337,21	5233,05	5688,56	3697,18

**7.3.4 Concentración de Metales en los lixiviados:** el impacto de los diferentes tratamientos en los lixiviados obtenidos de las columnas de suelos se presenta en Tabla 7.3.3 como promedio entre todas las lixiviaciones. Existió una generalizada variabilidad de las concentraciones dentro de cada tratamiento, lo que causó, en muchos casos, la falta de diferencias significativas entre ellos.

Tabla 7.3.3. Concentraciones de Cd, Cu, Pb y Zn promedio entre las cuatro lixiviaciones recogidos en las diferentes columnas, mg/l.

<b>Metal</b>	<b>Horizonte</b>	<b>Testigo</b>	<b>Compost</b>	<b>Planta</b>	<b>Compost-Planta</b>
<b>Cd</b>	A	0.00840	0.00733	0.00623	0.00857
	B	0.00385	0.00468	0.00351	0.00297
	C	0.00160	0.00600	0.00203	0.00170
<b>Cu</b>	A	0.01082	0.01071	0.01382	0.01666
	B	0.00600	0.00626	0.00705	0.00485
	C	0.00278	0.00426	0.00309	0.00258
<b>Pb</b>		0.00888	0.01125	0.01515	0.00795
	B	0.00647	0.00757	0.00716	0.00308
	C	0.00305	0.00698	0.00240	0.00077
<b>Zn</b>	A	0.36900	0.37744	0.27122	0.34285
	B	0.30986	0.25181	0.18596	0.23592
	C	0.18294	0.22189	0.18638	0.18030

La concentración de Cd en algunas lixiviaciones de las columnas A y C aumentó significativamente ( $p < 0.05$ ) respecto del Testigo, con la incorporación de Compost. Además, en este tratamiento, las concentraciones de Cd aumentaron de forma significativa ( $p < 0.05$ ) en las sucesivas lixiviaciones. Antoniadis y Alloway (2002) observaron que la aplicación de un residuo orgánico a suelos contaminados aumentó

las concentraciones de Cd en los lixiviados, debido posiblemente a la formación de complejos con fracciones solubles de materia orgánica. Si bien la concentración del carbono orgánico soluble (COS) del compost utilizado fue baja considerando que es un material estabilizado ( $0,03\text{g kg}^{-1}$ , Zubillaga y Lavado, 2003), es posible haya sido la causa del incremento de solubilidad del Cd, favoreciendo en algunos casos, su movimiento en el perfil.

Las concentraciones de Cu en los lixiviados de los diferentes horizontes, no mostraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre tratamientos. La excepción fue en el tratamiento Compost-Planta donde se observó aumento significativo ( $p < 0,05$ ) de la concentración de Cu en el primer lixiviado de la columna A. Las concentraciones de Cu en los lixiviados disminuyeron significativamente ( $p < 0,05$ ) en las sucesivas lixiviaciones en todos los tratamientos con Compost y/o Planta. Gove *et al.* (2001) observaron en columnas de suelos de 0,40 m que las pérdidas por lixiviación fueron generalmente mayores durante las primeras lixiviaciones, hipotetizando disminución parcial de Cu dentro del "pool" lábil.

Las concentraciones de Pb en general, no presentan efecto de tratamiento. Se hipotetiza que debido a la baja solubilidad del Pb en el suelo (Lindsay, 1979) éste pudo precipitar rápidamente y limitar inicialmente su movilidad a través del perfil del suelo. En los tratamientos Testigo, Compost y Planta las concentraciones de Pb aumentaron significativamente ( $p < 0,05$ ) en los últimos lixiviados, por lo que se presume la solubilización de los precipitados con el tiempo.

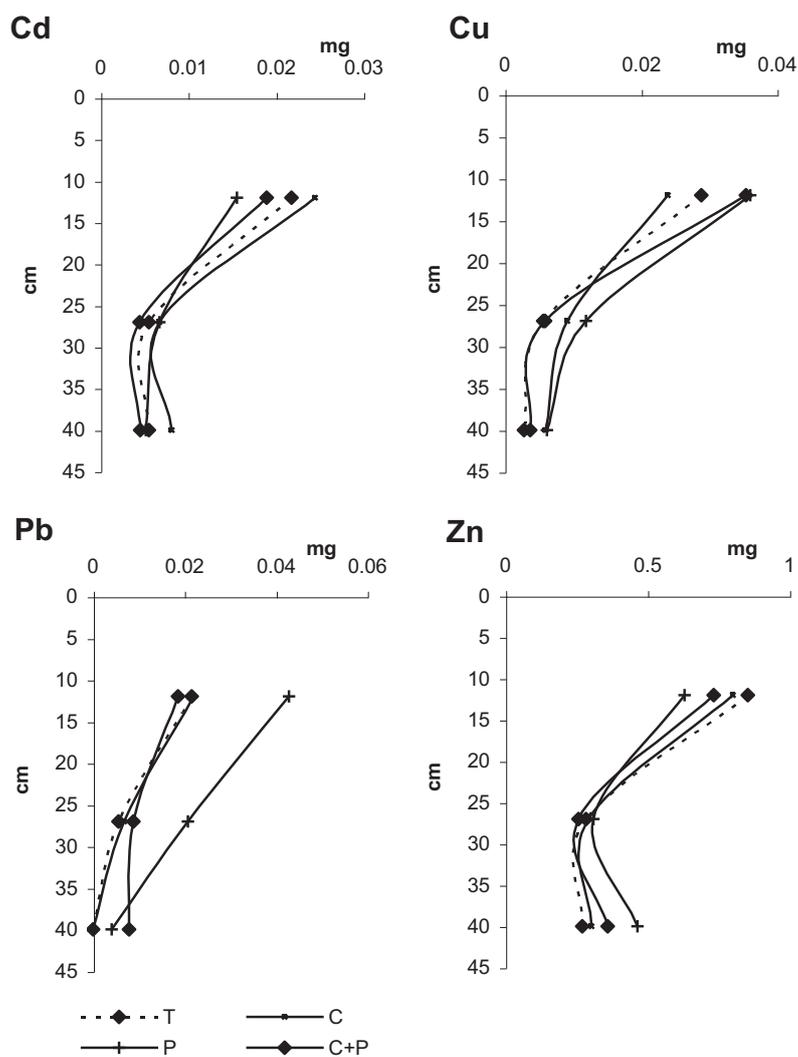
En el tratamiento Planta se observaron disminuciones de la concentración de Zn en los lixiviados respecto del Testigo en algunas columnas y lixiviaciones. El resto de

los tratamientos no presentaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) respecto del Testigo. En los distintos tratamientos se observó que las concentraciones de Zn disminuyeron significativamente ( $p < 0,05$ ) en las últimas lixiviaciones.

**7.3.5 Masa total de Metales en los lixiviados:** La masa de metales lixiviados de cada tratamiento se presenta en función de la profundidad (Figura 7.3.7).

En general, se observó para los cuatro metales analizados y todos los tratamientos, el mismo patrón de lixiviación, con mayor masa de metales pesados en el horizonte A, respecto del Bt y BC, sin presentar estos últimos significativa variación. El horizonte Bt, con 62,9% arcilla, presenta una barrera al pasaje de metales, observándose disminución abrupta de la masa total de metales lixiviados. Los minerales de arcilla juegan un rol en la inmovilización de metales pesados a través del efecto de complejación superficial debido a su alta superficie específica (Du *et al.*, 1997a, b). No se registraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) de la masa total de Cd lixiviada entre tratamientos en los horizontes A y BC. En el horizonte Bt fue mayor la masa de Cd lixiviada con los tratamientos Compost y Planta respecto del tratamiento Compost-Planta. Zhu *et al.* (1999) también observaron en un experimento en columnas de suelo que la presencia de plantas incrementó la movilidad de Cd. El Cu tuvo un patrón similar al Cd, no observándose diferencias significativas entre tratamientos en ningún horizonte. El Pb mostró mayor masa lixiviada (d.s.,  $p < 0,05$ ) en los horizontes A y Bt en el tratamiento Planta. El Zn presentó diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) sólo entre los tratamientos Planta y Testigo.

Figura 7.3.7. Distribución de lixiviados de Cd, Cu, Pb y Zn a través de los horizontes del suelo.



El contenido de Cd, Cu, Pb y Zn del horizonte contaminado del suelo superó los límites establecidos por regulaciones internacionales (Tabla 7.3.4). No obstante, las concentraciones de dichos metales en los lixiviados de los distintos horizontes

mostraron que rara vez superan los límites establecidos en aguas para distintos usos (Pais y Benton Jones, 1997).

Tabla 7.3.4. Contenido total de metales pesados en el horizonte superficial contaminado y límites máximos admisibles por regulaciones ( $\text{mg kg}^{-1}$ ).

	Contenido total en horizonte contaminado	Limite máximo según distintas Regulaciones*
Cadmio	7.22	3
Cobre	57.9	50
Plomo	149.2	100
Cinc	166.4	150

\*Umbrales menores encontrados en Directivas de USEPA, CCE y otros países (Pais y Benton Jones, 1997)

#### 7.4 Conclusiones del capítulo

La aplicación de compost presenta un impacto ambiental positivo. Debido al incremento de la biomasa lograda se evidenciaría la reducción del efecto de la erosión disminuyendo de esta forma la dispersión del horizonte superficial contaminado hacia otras áreas.

El incremento de la relación de Cd y Pb aéreo/raíz con la aplicación de compost, permitiría potenciar el efecto fitoremediador de Festuca, debido la posibilidad de cosechar en mayor proporción el metal absorbido.

Los resultados de los experimentos en columnas ayudan a clarificar el efecto de la adición de compost de biosólidos y la fitoremediación en un suelo contaminado con metales traza. Se destaca la mayor movilidad de las fracciones extractables con DTPA frente a las fracciones totales. La relación entre las fracciones-DTPA respecto de las totales fue mayor en el horizonte A y principalmente en los metales más móviles. Se observó que la aplicación de compost con o sin planta disminuyó la movilización del Zn, Cu y Cd total, lo cual limita su posible lixiviación hacia los horizontes inferiores; sin embargo, este efecto no se evidenció en la fracción extractable con DTPA.

En este experimento de lixiviación a través de los horizontes de un suelo típico de la Región Pampeana se demostró que el horizonte Bt presenta una barrera a la lixiviación de metales. La aplicación de una dosis de enmienda orgánica y el cultivo sucesivo, no influyeron en la lixiviación de metales. Para los niveles de contaminación estudiados, los lixiviados obtenidos no presentaron concentraciones que superen los límites establecidos por los estándares de calidad de agua de bebida.

## **CAPÍTULO 8: CONSIDERACIONES FINALES**

El manejo racional de los residuos orgánicos de origen animal o urbano, como los estiércoles, biosólidos o biosólidos compostados, podría ser una opción en el logro de sistemas agrícolas productivos y estables, en los cuales el agricultor no dependa de recursos externos. La eficiencia de uso de estos abonos depende en gran parte de la tasa de descomposición de los mismos, las pérdidas por lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  y volatilización del  $\text{NH}_3$ .

Las pérdidas de amoníaco durante el proceso de compostaje de biosólidos se relacionaron con la temperatura y con los días de compostaje. Debido a la existencia de esta relación, las salidas de amoníaco a la atmósfera son inevitables. Por este motivo, el compostaje en lugares poblados debe estar acompañado de medidas adecuadas para reducir el impacto ambiental.

Además de estas sugerencias para desarrollar el proceso de compostaje, surge la necesidad de comprobar rol del compost de biosólido en remediación de suelos contaminados con metales pesados.

Para las condiciones de este estudio y la aplicación de compost de diferentes grados de madurez, tuvo poco efecto en la biodisponibilidad del Zn y Cd del suelo. La adición de enmienda calcárea produjo la reducción en la biodisponibilidad de Cd y Zn, mostrando un efecto directo sobre la remediación de sitios contaminados. Su uso conjunto con compost además podría ser una opción viable para el mejoramiento de la fertilidad física y química de los suelos a remediar. Las dosis de compost empleado no permitieron manifestar aumentos en el % de la fracción orgánica para el caso del cinc; esto sí se observó en el cadmio. La adición de enmienda calcárea permitió lograr un

pasaje de formas biodisponibles a fracciones inorgánicas más estables, actuando como posible uso en la remediación ambiental.

Se extendió el estudio del compost de biosólido a otros residuos orgánicos, tales como el estiércol equino y el vacuno. Se observó que la respiración de los microorganismos está ligada a la descomposición de los abonos, la cual incrementó con el tiempo de estudio. Los estiércoles sin estabilización previa evidenciaron alta tasa de respiración. La cantidad de C-CO<sub>2</sub> acumulado final fue mayor significativamente en estiércol de vaca. La posibilidad de mineralización diferencial de los residuos orgánicos conlleva a pérdidas amoniacales en función de la enmienda utilizada. Las emisiones de N-NH<sub>3</sub> totales fueron de 0,53; 0,24 y 0,18 g N-NH<sub>3</sub> m<sup>2</sup> respectivamente para el estiércol vacuno, equino y el compost. Las menores pérdidas observadas a partir del estiércol equino respecto del vacuno pueden deberse a las menores tasas de mineralización de los primeros, según ya fuera mencionado.

Además, resultó de interés evaluar los efectos fitotóxicos de diferentes enmiendas utilizadas en la producción agrícola-ganadera. El ensayo realizado con raigrás, especie muy común de las pasturas pampeanas, mostró que los efectos fitotóxicos se relacionaron principalmente con el pH y la conductividad eléctrica. Estos efectos se observaron tanto en el retraso del momento de germinación como en su porcentaje. A pesar del conocido efecto de los metales pesados en la germinación, en este ensayo no pudieron relacionarse con el índice de germinación. Esto indicaría la presencia de otras sustancias fitotóxicas no determinadas en la presente investigación. Más aún, dichas sustancias tienden a degradarse durante el compostaje. Esto explicaría los

mayores índices de germinación en los tratamientos con mayor duración del compostaje.

Una vez determinados los efectos ambientales de la generación y uso de diferentes residuos orgánicos, se optó por continuar los estudios con el compost de biosólidos. Correspondió entonces evaluar si su uso favorecía la contaminación con metales pesados en los suelos donde eran vertidos.

Se observaron diferentes efectos. Por un lado disminución de la concentración del Zn con la aplicación de biosólido e incremento de la biodisponibilidad del Cd y Cu por otro lado. Las fracciones totales sólo se incrementaron para Cd a través del perfil. Estos resultados pueden deberse a la calidad del biosólido utilizado, con bajas concentraciones de metales pesados. Es de destacar que este incremento del Cd sólo se observa luego del cese de la aplicación del biosólido, lo que enfatiza la hipótesis de la mineralización de fracciones recalcitrantes del biosólido. Los datos permitirían postular que la concentración de metales pesados podría no incrementarse en los tejidos vegetales después del cese de aplicaciones repetidas de biosólidos.

Finalmente, se estudió el uso del compost de biosólidos y el uso de la fitorremediación con *Festuca rubra* en la remediación de suelos contaminados con cadmio, cobre, plomo y cinc. Los resultados de los experimentos en columnas ayudan a clarificar este aspecto. La aplicación de compost presentó un impacto ambiental positivo. Debido al incremento de la biomasa lograda se evidenciaría la reducción del efecto de la erosión hídrica o eólica disminuyendo de esta forma la dispersión del horizonte superficial contaminado hacia otras áreas. El incremento de la relación de Cd y Pb aéreo/raíz con la aplicación de compost, permitiría potenciar el efecto

fitorremediador de Festuca, debido a la posibilidad de cosechar en mayor proporción el metal absorbido.

En el suelo se clarificó la mayor movilidad de las fracciones extractables con DTPA frente a las fracciones totales. Se observó que la aplicación de compost, con o sin planta, disminuyó la movilización del Zn, Cu y Cd total, lo cual limita su posible lixiviación hacia los horizontes inferiores; sin embargo, este efecto no se evidenció en la fracción extractable con DTPA. Cabría discutir lo hallado entonces con los lixiviados. En el experimento de lixiviación a través de los horizontes de un suelo típico de la Región Pampeana se demostró que el horizonte Bt presenta una barrera a la lixiviación de metales. La aplicación de una dosis de enmienda orgánica y el cultivo sucesivo, no influyeron en la lixiviación de metales. Para los niveles de contaminación estudiados, los lixiviados obtenidos no presentaron concentraciones que superen los límites establecidos por los estándares de calidad de agua de bebida. Esto nos permitiría concluir entonces que la aplicación conjunta de compost de biosólido y el crecimiento sucesivo de Festuca son prácticas aconsejadas para la remediación de áreas extensas contaminadas con metales pesados.

## **CAPÍTULO 9: BIBLIOGRAFÍA**

- Abad M. y Puchades R. (coord.). 2002. Compostaje de residuos orgánicos generados en la hoya de buñol (Valencia) con fines hortícola. Ed. Asociación para la Promoción Socioeconómica Interior Hoya de Buñol, Valencia.
- Abd-Wlfattah, A. y Wada, K. 1981. Adsorption of Pb, Cu, Zn, Co and Cd by soils that differ in cation-exchange materials. *J. Soil Sci.* 32:271-283.
- Abollino O, Aceto M, Malandrino M, Mentaste E, Sarzanini C y Barberis R. 2002. Distribution and Mobility of Metals in Contaminated Sites. Chemometric Investigation of Pollutant Profiles. *Environmental Pollution*, 119, p. 177.
- Acosta Y, Paolini J y Benitez E. 2004. Índice de humificación y prueba de fitotoxicidad en residuos orgánicos de uso agrícola potencial. *Revista de la Facultad de Agronomía, Caracas* 21: 185-194.
- Adriano DC, Wenzel WW, Vangronveld J y Bolan NS. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122: 121-142.
- Adriano DC. 2001. Trace elements in the terrestrial environment: Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals, 2ª ed. Springer Verlag, New York, USA, p. 866.
- Albiach, R. Canet, R., Pomares F y Ingelmo F, 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil, *Bioresour. Technol.* 76: 125–129.

- Al-Ismaily SS y Walworth JL. 2008. Effects of osmotic and matric potentials on nitrogen mineralization in unamended and manure-amended soils. *Soil Science*, 173: 203-213.
- Al-Khashman OA. 2004. Heavy metal distribution in dust, street dust and soil from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan, *Atmospheric Environment*, 38: 6803–6812.
- Alloway BJ y JacksonbAP. 1991 *The Behaviour of Heavy Metals in Sewage Sludge-Amended Soils*. *Science of the Total Environment*, 100: 151-176.
- Alloway BJ. 1995. *Heavy Metals in soils*. Second Edition. B. J. Alloway (Ed.). Blackie Academic and Professional. Glasgow, United Kingdom, pp 363.
- Almansa M, Fernández M, Valero J y Soliva M. 2007. Velocidad de mineralización del estiércol vacuno según su estabilidad. *Residuos* 17: 30-37.
- Alpaslan B, Yukselen MA. 2001. Remediation of lead contaminated soils by stabilization/solidification. *Water, Air and Soil Pollution*, 133: 253-263.
- Al-Wabel MA, Heil DM, Westfall DG y Barbarick K A. 2002. Solution chemistry influence on metal mobility in biosolids-amended soils. *J. Environ. Qual.* 31: 1157-1165.
- Amlinger G, Boltzmann L. 1996. Biowaste compost and heavy metals: a danger for soil and environment. *The Science of Composting*, Bertoldi (ed) 314-328.
- Analytical Software. 2008. *Statistix for Windows. User's Manual. Ver. 8*. Tallahassee, FL. USA.
- Anderson P., Davidson C.M., Duncan A.L, Littlejohn D., Ure A.M y Garden L.M. 2000. Column leaching and sorption experiments to assess the mobility of potentially

- toxic elements to assess the mobility of potentially toxic elements in industrially contaminated land. *J. Environ. Monit.* 2: 234–239.
- Andrade ML, Reyzaabal ML, Marcet P y Montero MJ. 2002. Industrial impact on Marsh soil at the Bahia Blanca Ria, Argentina. *Journal of Environmental Quality* 31:532:538.
- Andreoli C V, de Castro LAR, Picinatto AG y Pegorini ES. 2001. Effect of the employment of biosolids as a recovery agent for degraded areas. En: IWA Specialised Conference on Sludge management. Acapulco/ México.
- Andriulo A, Cordone G, Galetto ML y Torriggino A. 1997. Contenidos de nitratos en aguas subterráneas del partido de Pergamino. En: Congreso Internacional sobre aguas. Libro de resúmenes. Ed. Universidad de Buenos Aires. III-20, Buenos Aires, Argentina.
- Andriulo A, Galetto ML, Sasal C, Abrego F, Bueno, M, Rimatori F y De la Cruz MA. 2000. Efecto del riego complementario con aguas salino-sódicas sobre algunas propiedades edáficas en el sudoeste santafesino. En: XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata.
- Andriulo A., Sasal S., Améndola C. y Rimatori F. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *RIA* 32: 27-56.
- Antoniadis V y Alloway BJ. 2002. Leaching of cadmium, nickel and zinc down the profile of sewage sludge-treated soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33:273-286.

- Aoyama M y Tomohir N. 1993. Microbial biomass nitrogen and mineralization-immobilization processes of nitrogen in soils incubated with various organics materials. *Soil Science and Plant Nutrition*, 39: 23-32.
- ASAE – American Society of Agricultural Engineers-. 1998. *Manure Production and Characteristics*. ASAE D-384-1, ASAE, St. Joseph, Michigan.
- Astier M y Hollands J. 2005. La evaluación de la sustentabilidad de experiencias agroecológicas en Latinoamérica. Ediciones Sustentabilidad y campesinado. Seis experiencias agroecológicas en Latinoamérica. GIRA A.C. Mundiprensa. D.F. 262 pp.
- Atkinson D y Watson CA. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Animal Science*, 63: 353-361.
- Baker AJM, Reeves RD y McGrath SP. 1991. In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants—a feasibility study. Hinchee RE y Olfenbuttel RF, Editores. En: *Situ bioreclamation*, Butterworth-Heinemann, Boston, pp. 600–605.
- Banat KM, Howari FM y Al-Hamad AA. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: should we worry about their environmental risks, *Environmental Research*, 97: 258–273.
- Bañuelos GS y Ajwa HA. 1999. Trace elements in soils and plants: an overview. *Journal Environmental Science Health, Part A* 34: 951–974.
- Bañuelos GS, Ajwa HA, Mackey B, Wu L, Cook C, Akohoue S y Zambruzuski S. 1997. Evaluation of different plant species used for phytoremediation of high soil selenium. , *Journal of Environmental Quality*, 26: 639-646.

- Barbarick KA, Ippolito JA y Westfall DG. 1998. Extractable trace elements in the soil profile after years of biosolids application. *J Environ. Qual.* 27:801-805.
- Basta NT. 2000. Example and case studies of the beneficial use of municipal by-products. En: JF Power y WA Dick, Editores, *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products*, Soil Science Society of American, Madison, WI, pp. 481–504.
- Baveye P, McBride MB, Bouldin D, Hinesly TD, Dahdoh MSA y Abdel-Sabour MF. 1999. Mass balance and distribution of sludge-borne trace elements in a silt loam soil following long-term applications of sewage sludge. *Sci. Total Environ.* 227:13–28.
- Benencia R. 2002. Transformaciones en la horticultura periurbana bonaerense en los últimos cincuenta años. El papel de la tecnología y la mano de obra. *Actas XIII Economic History Congress. Sesión 52. Buenos Aires.*
- Benzing A. 2001. *Agricultura orgánica. Fundamentos para la región andina.* Editorial Neckar-Verlag, Villingen-Schwenningen, Alemania. 682 p.
- Bergqvist E, Parada R y Palavicino I. 1991. Ingestión crítica de metales pesados en diversas especies animales. *Agricultura Técnica*, 51: 370-373.
- Bernal MP, Sanchez-Monedero MA, Paredes C y Roig A. 1998. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69:175-189.
- Berti WR y Jacobs LW. 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace elements from repeated sewage sludge applications. *J. Environ. Qual.* 25:1025-1032.

- Blaylock MJ, Salt DE, Dushenkov S, Zaharov O y Gussman C. 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental. Scien and Technology*, 31: 860-865.
- Boisson J, Ruttens A, Mench M y Vangronsveld J. 1999. Immobilization of trace metals and arsenic by different soil additives: evaluation by means of chemical extraction, *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 30: 365–387
- Bolan N.S. y. Duraisamy V.P. 2003. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies, *Aust J Soil Res* 41: 533–555.
- Boucher VD, Revel JC, Guiresse M, Kaemmerer M y Bailly JR. 1999. Reducing ammonia losses by adding  $\text{FeCl}_3$  during composting of sewage sludge. *Water, Air and Soil Pollution* 112:229-239.
- Bowen HJM. 1979. En: *Environmental chemistry of the elements* Academic Press, London, p. 333.
- Bradl HB. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of colloid and interface Science*, 277: 1-18.
- Branzini A y Zubillaga MS. Remediación de un suelo contaminado por aplicación de compost y fertilizante como enmiendas. Participación en mesa redonda del Iº Taller sobre Compostaje. Tecnología para la producción y el medio ambiente. 21 y 22 de mayo de 2009. Bariloche, Argentina. Actas en CD.
- Brewer L y Sullivan DM. 2003. Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science and Utilization* 2: 96-112.

- Brinton WF, Evans E y Wayne D. 2001. Maturity testing for compost end-products quality classification. *Bioprocessing of Solid Waste & Sludge* 1(2) ([www.orbit-online.net/journal](http://www.orbit-online.net/journal)).
- Britto DT y Kronzucker HJ. 2002.  $\text{NH}_4^+$  toxicity in higher plants: a critical review. *J. Plant Physiol.* 159: 567-584.
- Brodie HL, Francis RG y Lewis EC. 1994. What makes good compost? *BioCycle*, 35: 66-68.
- Brooks RR, Morrison RS, Reeves RD, Dudley TR y Akman Y, 1979. Hyperaccumulation of nickel by *Alyssum* Linnaeus (Cruciferae). *B Proceedings of the Royal Society, London*, 203: 387-403.
- Brown S, Christensen B, Lombi E, McLaughlin M, McGrath S, Colpaert J y Vangronsveld J. 2005. An inter-laboratory study to test the ability of amendments to reduce the availability of Cd, Pb, and Zn in situ. *Environmental Pollution* 138:34-45.
- Brown S, Sprenger M, Maxemchuk A y Compton H. 2005. Ecosystem functions in alluvial tailings after biosolids and lime addition, *Journal Environmental Quality*, 34: 139-148.
- Brown SL, Chaney RL, Angle JS y Baker AJM. 1994. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *Journal Environmental Quality*, 23: 1151-1157.
- Brown SL, Chaney RL, Angle JS y Ryan JA. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. *J. Environ. Qual.* 27:1071-1078.
- Burken JG y Schnoor JL. 1997. Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees.

Environmental Science and Technology, 31: 1399-1406

- Burken JG y Schnoor JL. 1999. Distribution and volatilization of organic compounds following uptake by hybrid poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*, 1: 139-151.
- Cabrera, M.L. y Vervoort A.A. 1998. Effect of timing of simulated rain on ammonia volatilization from surface-applied broiler litter. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29:575-586.
- Calace N, Campisi T, Iacondini A, Leoni M, Petronio BM y Pietroletti M. 2005. Metal-contaminated soil remediation by means of paper mill sludges addition: chemical and ecotoxicological evaluation. *Environ. Pollut.*, 136: 485-492
- Campos V. 2003. Trace Elements in Pesticides. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34, (9 & 10), 1261–1268.
- Cassman KG. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agricultural. *Proceeding of the National Academy of Sciences. National Academy Science*, 96: 5952-5959.
- Castaldi, P, Santona L y Melis P. 2005 Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere* 60 365–371.
- Chambers B., E. Lord, F. Nicholson y K. Smith. 1998. Predicting nitrogen availability and losses following land application of manures. T. Matsunaka (Ed.) *Environ. Friendly Manag. Farm Animal Waste*, 145-149.
- Chambers BJ, Lord EI, Nicholson FA y Smith KA. 1999. Predicting nitrógeno availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER.

- Soil Use and Management, 15: 137-143.
- Chaney RL, Malik M, Li YM, Brown SL, Angle JS y Baker AJM. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current opinions in biotechnology* 8: 279-284.
- Charlesworth S, Everett M, McCarthy R, Ordonez A y de Miguel E. 2003. A comparative study of heavy metals concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK, *Environment International*, 29: 563–573.
- Chen T.-B. Chen Y.-M. Zheng M. Le, Z.-C, Huang H-T, Wu H, Chen K-K, Fan K, Yu X Wu Q-Z y Tian. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China, *Chemosphere*, 60: 542–551.
- Chirenje T y Ma L.Q. 1999. Effects of acidification on metal mobility in a papermill-ash amended soil. *J. Environ. Qual.* 28: 760-766.
- Civeira, G y Lavado RS. 2006. Efecto del aporte de enmiendas orgánicas sobre propiedades físicas e hidrológicas de un suelo urbano degradado. *Ciencia del Suelo*, Argentina, 24: 123-130.
- Clapp CE, Stark SA, Clay DE y Larson WE. 1986. Sewage sludge organic matter and soil properties. Pp. 209-253. En: Chen Y y Avnimelech Y.(ed.), *The role of organic matter in modern agriculture*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Clemente R, Almela C and Bernal MP. 2006. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. *Environmental Pollution*, 143: 397-406.

- Climent MD, Abad M y Aragón P. 1996. El Compost de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Sus Características y Aprovechamiento en Agricultura. Ediciones y Promociones LAV S.L., Valencia.
- Costa F, Garcia C, Hernández T y Polo A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Sup. Invest. Científicas (CSIC)- CEBAS, Murcia, España, 181 pp.
- Cukrowska E.M., K. Govender y Viljoen M. 2004. Ion mobility based on column leaching of South African gold tailings dam with chemometric evaluation, *Chemosphere* 56: 39–50.
- Cunningham SD Berti WR y Huang JW. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13: 393-397
- Daniel P y Marbán L. 1989. Adaptación de un método espectrofotométrico reductivo para la determinación de nitratos. *Boletín Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo* 58: 3-8.
- Das DK. 1994. Naturally occurring Flavonoids: structure, chemistry and high-performance liquid chromatography methods for separation and characterization. In: *Methods in Enzymology* vol. 234. Academy Press Inc pp:432-433.
- Davydova S. 2005. Heavy metals as toxicants in big cities, *Microchemical Journal*, 79: 133–136.
- Day M y Shaw K. 2001. Biological, Chemical and physical processes of compostin. En: Stoffella PJ y Kahn BA (eds.). *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Lewis Publishers, Nueva York, EEUU, pp 17-50.

- De Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B y Papi T (eds) 1996. The science of composting. Blackie academic & professional. Glasgow, Reino Unido, 1520 pp.
- 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.
- Deportes I, Benoit-Guyod JL y Zmirou D, 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. *Science of the Total Environment* 172 (2-3), 197-222.
- Díez M, Aguilar Ruiz J, Dorronsoro Fernández CF, Torres MS y García Fernández I. 2002. Capacidad de depuración del suelo frente al Cu y Pb. En: *Avances en calidad ambiental* Editores: Universidad de Salamanca, Ediciones Universidad de Salamanca. P: 239-244.
- Du Q, Sun Z, Forsling W y Tang H. 1997a. Acid-base properties of aqueous illite surfaces. *J. Colloid Interface Sci.* 187, 221–231.
- Du Q, Sun Z, Forsling W yTang H. 1997b. Adsorption of copper at aqueous illite surfaces. *J. Colloid Interface Sci.* 187, 232–242.
- Dushenkow V, Kumar PBAN, Motto H y Raskin I. 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Proceeding of the National Academy of Sciences. National Academy of Sciences*: 1239-1245.
- Dvorak P, Tlustos P, Szakova J, Cerny J y Balik J. 2003. Distribution of soil fractions of zinc and its uptake by potatoes, maize, wheat and barley after soil amendment by sludge and inorganic Zn salt. *Plant Soil Environ* 49 (): 203-212.
- Ebbs SD y Kochian LV. 1997. Toxicity of zinc and copper to *Brassica* species:

- implications for phytoremediation. *Journal Environmental Quality*, 26: 776–781.
- Ebbs SD, Kochian LV. 1998. Phytoextraction of zinc by oat (*Avena sativa*), Barly (*Hordeum vulgare*), and Indian mustard (*Brassica juncea*). *Environmental Science and Technology*, 32: 802-806.
- Eghball B y Power J. 1994. Beef cattle feedlot manure management. *Journal Soil and Water Conservation*, 49: 113-122.
- Epstein E. 2001. Human pathogens: hazards, controls, and precautions in compost. En: Stoffella PJ y Kahn BA (eds.). *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Lewis Publishers, Nueva York, EEUU, p 361-379.
- Epstein, E., 1997. Trace elements, heavy metals and micronutrients. In: Epstein, E. (Ed.), *The Science of Composting*. Technomic Publ AG, Lancaster, PA, pp. 137-170.
- Eriksson JE. 1988. The effects of clay, organic matter and time on adsorption and plant uptake of cadmium added to soil. *Water, Air and Soil Pollut.* 40, 359-373.
- Esteban Turzo, P. 1993. Residuos ganaderos. *Anaporc*, 120: 68-72.
- European Union. 1986. Council directive of the European Communities. On the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. N° 86/278/EEC.
- Facchinelli A, Sacchi E y Mallen L. 2001. Multivariate statistical and GIS\_based approach to identify heavy metal source in soils. *Environmental Pollution* 114, 313-324.

- FAO. 2002. Argentina statistics. Available at  
<http://www.fao.org/es/ess/top/commodity.jsp?lang=EN&commodity=944&CommodityList=944&yearLyst=2002>.
- Felton GK. 1995. Temporal variation of soil hydraulic properties on municipal solid waste amended mine soils. Transactions, American Society of Agricultural Engineers, 38: 775-782.
- Ferguson C y Kasamas H. 1999. Risk assesment for contaminated sites in Europe, vol.2. Policy Framework, LQM Press Ed, Nottingham.
- Fernández J.A., A. Ederra, E. Núñez, J. Martínez-Abaigar, M. Infante, P. Heras, M.J. Elías, Mazimpaka V. y Carballeira A. 2002. Biomonitoring of metal deposition in northern Spain by moss analysis. Sci. Total Environ. 300, pp. 115–127.
- Fernandez JM, Hernández D, Plaza C y Polo A. 2007. Organic matter in degraded agricultural soils atended with cmposted and thermally-dried sewage sludges. Science of the Total Environment 378 (1-2): 75-80.
- Fischerová Z, Tlustoš P, Száková J y Šichorová K. 2006. Environmental Pollution 144: 93-100
- Forge T y Bittman S. 1999. Responses of the soil micro-bial biomass and microfauna to long-term and short-term manure applications. En: Manure management 99. Proceedings of a Tri-Provincial conference on manure management. Saskatoon. p.10
- Fortun C, Diaz-Burgos MA, Fortun A, y Polo A. 1995. The value of fertilizers form composting sewage sludge and slivers from pruning trees. Agrochim. XXXIX, 134-142.

- Franco-Uría A, López-Mateo C, Roca E y Fernández-Marcos M.L. 2009. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. *Journal of Hazardous Materials* 165: 1008-1015.
- García C, Hernández T, Costa F y Ceccanti B. 1994. Composting: biochemistry and characterization. En: B. Ceccanti y C. Garcia (eds.) *Environmental Biochemistry in practice. I. Wastes and Soil Management*. Consiglio Nazionale delle Ricerche-Istituto per la Chimica del Terreno, Pisa, Italia, p 51-78.
- García G, Zanuzzi AL y Faz A. 2005. Evaluation of heavy metal availability prior to an in situ soil phytoremediation program, *Biodegradation*, 16:187–194.
- García, AR. y De Iorio, A F. 2005 Incidencia de la descarga de efluentes de un Feedlot en la calidad de agua del arroyo Morales Buenos Aires - Argentina *Revista de la facultad de agronomía, Universidad de Buenos Aires*. 25 (2): 167-176.
- Geebelen W, Adriano DC, Van der Lelie D, Mench M, Carleer R., Clijsters H y Vangronsveld J. 2003. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilization of lead in soils. *Plant and Soil*, 249: 217–228.
- Gerritse RG, Vriesma R, Dalenberg JW y DeRoos HP. 1982. Plant availability of phosphorus and heavy metals in soils amended with chemically treated sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 11:669-675.
- Gies G. 1997. Developing compost standards in Europe. *BioCycle* ,10: 82-83.
- Gimeno-García E., V. Andreu y R. Boluda. 1996. Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilisers and pesticides to rice farming soils, *Environ. Pollut.* 92, pp. 19–25.

- Gleyzes C, Tellier S y Astruc M. 2001. Chemical characterization of lead in industrially-contaminated soils. Proceeding 6th international Conference Biogeochemistry Trace Elements, Guelph, p 57.
- Golan-Goldhirsh A, Barazani O, Nepovim A, Soudek P, Smrcek S, Dufkova L, Krenkova S y Vanek T. 2004. Plant response to heavy metals and organic pollutants in cell culture and at whole plant level. *Journal of Soils and Sediment*, 4: 133-140.
- Golueke CG. 1977. *Biological Reclamation of Organic wastes*, Rodale Press, Emmaus, PA, USA.
- Golueke CG. 1991. Understanding the process. En: Staff of BioCycle, Editor, *The BioCycle Guide to the Art and Science of Composting*, JG Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania, USA p. 14–27.
- Gove L, Cooke CM, Nicholson FA y Beck AJ. 2001. Movement of water and heavy metals (Zn, Cu, Pb and Ni) through sand and sandy loam amended with biosolids under steady-state hydrological conditions. *Bioresource Technology* 78: 171-179.
- Granato TC, Pietz RI, Knafel GJ, Carlson CR Tata P y Lue-Hing C. 2004. Trace element concentrations in soil, corn leaves, and grain after cessation of biosolids applications. *J. Environ. Qual.* 33: 2078-2089.
- Grimes SM, Taylor GH, Cooper J. 1999. The availability and binding of heavy metals in compost derived from household waste. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 74: 1125-1130.
- Gupta SK, Vollmer MK y Krebs R. 1996. The importance of mobile, mobilisable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *The Science of the Total Environment*, 178: 11–20.

- Gupta UC y Gupta SC. 1998. Trace element toxicity relationships to crop production and livestock and human health: implications for management. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 1491–1522.
- Haghiri, F., 1974. Plant uptake of Cd as influenced by CEC, organic matter, Zn and soil temperature. *J. Environ. Qual.* 3: 180-182.
- Hall A, Rebella C, Ghera C y Culot J. 1992. Field-crop systems of the Pampas. In: C. Pearson, Editor, *Field Crop Ecosystems*, Elsevier, Amsterdam, p. 413–450.
- Harrison RM. 2003. *El medio ambiente. Introducción a la química medioambiental y a la contaminación*. The University of Birmingham, UK, p 490.
- Hartlieb N, Ertunc T, Schaeffer A y Klein W. 2003. Mineralization, metabolism and formation of non-extractable residues of <sup>14</sup>C-labelled organic contaminants during pilot-scale composting of municipal biowaste. *Environmental Pollution* 126: 83-91.
- He XT, Logan TJ y Traina SJ. 1995. Physical and chemical characteristics of selected U.S. municipal solid-waste composts. *J. Environ. Qual.* 24: 543-552.
- Healey JR., Nason MA, Williamson JC y Jones DL. 2009. Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution*, 157: 690-697.
- Hegg R. 2000. U.S. Animal Production Systems which are environmentally sustainable. In: *Designing agricultural systems and food supply in a crowded world*. Conference. Wageningen University., The Netherlands (13 pp).
- Hernández T., Moreno J.L. ynd F. Costa, 1991. Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability, *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 201–210.

- Hesterberg D. 1993. Effects of stopping liming on abandoned agricultural land. *Land Degradation and Rehabilitation* 4: 257-267.
- Hoitink HAJ, Stone AG y Han DY. 1997. Suppression of plant diseases by composts. *HortScience*:32: 184-187.
- Holm PE, Christensen TH, Lorenz SE Hamon RE, Domingues HC Sequeira EM y McGrath SP. 1998. Measured soil water concentration of cadmium and zinc in plant pots and estimated leaching outflows from contaminated soils. *Water Air Soil Pollut.* 102: 105-115.
- Holm PE, Rootzén H, Borggaard OK, Møberg JP y Christensen TH. 2003. Correlation of cadmium distribution coefficients to soil characteristics, *Journal of Environmental Quality*, 32 : 138–145.
- Hue NV y Liu J. 1995. Predicting Compost Stability. *Compost Science & Utilization*, 3: 8-15.
- Hutchinson SL, Bankds MK y Schwab AP. 2001. Phytoremediation of aged petroleum sludge: effect of inorganic fertilizer. *Journal of Environmental Quality*, 30: 395-403.
- Iannotti DA, Grebus ME, Toth BL, Madden LV y Hoitink HAJ. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 23: 1177-1183.
- Iglesias-Jiménez E y Pérez García V. 1989. Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes (act. Bioresource Technology)*, 27: 115-142.

- Illera V, Walter I, Cuevas G y Cala V. 1999. Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. *Agrochimica*, 43: 178-186.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). 2002. Argentina data, 2001–2002. Available at: <http://www.indec.mecon.ar/>.
- Jacobo G y Rougès C. 1993. Régimen legal de los residuos peligrosos (Ley 24051). Decreto Reglamentario 831/93. Depalma. Buenos Aires, Argentina, p 225.
- Jandel. 1992. Jandel Scientific TableCurve User's manual V. 3.0 software. (AISN Software, Corte Madera, California).
- Jensen DL, Holm PE y Christensen TH. 2000. Soil and groundwater contamination with heavy metals at two scrap iron and metal recycling facilities, *Waste Management & Research* 18: 52–63.
- Jensen JK, Holm PE, Nejrup J, Larsen MB y Borggaard OK. 2009. The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Environmental Pollution*, 157: 931-937.
- Joffe JS. 1949. Pedology. En: *Pedology Publ.*, New Brunswick, NJ, p. 662.
- Kabata-Pendias A. y Pendias H. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*, CRC Press, London.
- Kabata-Pendias A. y Pendias, H. 1991. *Trace Elements in Soils and Plants* (second ed.), CRC Press p. 365.
- Karaca A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma* 122:297-303

- Kasassi A, Rakimbei P, Karagiannidis A, Zabaniotou A, Tsiouvaras K, Nastis A y Tzafeiropoulou K. 2008 .Soil contamination by heavy metals: Measurements from a closed unlined landfill. *Bioresource Technology*, 99: 8578-8584.
- Kaschl A, El-Nahhal Y, Safi J, Chen Y y Roemheld V. 2001. Trace metal leaching after municipal solid waste compost application to a sandy soil in the Gasa Strip. *Proceeding. 6<sup>th</sup> International Conference Biogeochemistry Trace Elements, Guelph*, p. 164.
- Kashmanian RM, Klushinski D, Richard T y Walker JM. 2000. Quantities, characteristics, barriers and incentives for use of organic municipal by-products. En: Bartels JM y WA Dick (eds). *Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products. SSSA Book Series N° 6, Madison, Wisconsin, EEUU*, p 128-167.
- Keeling AA, Paton IK y Mullett JAJ. 1994. Germination and growth of plants in media containing unstable refuse-derived compost. *Soil Biol. Biochem.* 26: 767-772.
- Keller C, Kayser A, Keller A y Schulin R. 2000. Heavy metal uptake by agricultural crops from sewage-sludge treated soils of the Upper Swiss Rhine valley and the effect of time. p. 273–291. In I.K. Iskandar (ed.) *Environmental restoration of metals-contaminated soils*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kelling, K.A., Keeney D.R., Walsh L.M., y Ryan J.A.. 1977. A field study of the agricultural use of sewage sludge: III. Effect on uptake and extractability of sludge-borne metals. *J. Environ. Qual.* 6: 352–358.
- Khaleel R; Reddy KR y Overcash MR. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste application: a review. *Journal of. Environmental Quality*, 10: 133-

141.

- Kirchmann, H y Lundwall; A. 1991. Relationship between nitrogen immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol Fertil Soils* n° 15, 161-164.
- Kirkham M.B. 2006. Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, 137: 19–32.
- Knox AS, Seamans JC, Mench, MJ y Vangronseveld J. 2000. Remediation of Metals and Radionuclides. Contaminated Soil Using In situ Stabilization Techniques. Macmillan Publishers, New York p. 21-26.
- Kookana R, Naidu R. 2001. Cadmium desorption from a Xeralf and an oxisol: effect of ionic strength of solution. *Proceedig. 6th International Conference Biogeochemistry Trace Elements, Guelph*, p. 53.
- Koskinen WC y Harper SS.1990. The retention process: Mechanisms. p.51-77. En H.H.Cheng, *Pesticides in the soil environment: Processes, impact, and modeling.* SSSA Book Ser.2.SSSA, Madison, WI.
- Kuhlman LR. 1990. Windrow composting of agricultural and municipal wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 4: 151-160.
- Kumar GP. 2008 Growth of *Jatropha curcas* on heavy metal contaminated soil amended with industrial wastes and *Azotobacter* – a greenhouse study, *Bioresource Technology*, 99: 2078–2082.
- Kumar PBAN, Dushenkow V, Motto H y Rasakin I. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology* 1995: 519-523.

- Küpper H, Zhao FJ y McGrath SP. 1999. Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*, *Plant Physiology* 119: 305–311.
- Lamey FJ y Janzen HH. 1996. Restoration of productivity to desurfaced soil with livestock manure, crop residue and fertilizer amendments. *Soil Science of. Social Americal. Journal*, 88: 921-927.
- Lamy I, Citeau L, Elsass F y van Oort F. 2001. Colloidal and dissolved forms of trace metals in gravitational water of a metal-polluted agricultural soil. *Proceeding. 6th International Conference Biogeochemistry Trace Elements, Guelph*, p. 61.
- Laos F., L. Semenas y V. Labud. 2004. Factors related to the attraction of flies at a biosolids composting facility (Bariloche, Argentina). *Science of The Total Environment* 328: 33-40
- Lasaridi KE y Stentiford EI. 1997. Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. *Proceeding. IS Composting and use Composted Materials*. Ed. R.A.K. Szmidt, *Acta Horticultural*, 469:119-127, ISHS.
- Lasat MM, Baker AJM y Kochian LV. 1996. Physiological characterization of root  $Zn^{2+}$  absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and non accumulator species *Thlaspi*, *Plant Physiology* 112: 1715–1722.
- Lavado R. 2006. La Región Pampeana: Historia, características y uso de sus suelos. En *Materia orgánica, valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, p 1-11.
- Lavado RS y Taboada MA. 2002. Factibilidad de valorización agrícola de biosólidos de plantas depuradoras. *Manual de procedimientos para la aplicación de biosólidos en el campo*. Convenio AGUAS ARGENTINAS S.A. Facultad de Agronomía,

UBA.

- Lavado RS, Rodriguez MB y Taboada MA. 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agriculture, ecosystems & environment*, 109: 360-3649.
- Lavado RS, Rodríguez MB, Scheiner JD, Taboada MA, Rubio G, Alvarez R, Alconada M, Zubillaga MS. 1998. Heavy metals in soils of Argentina: Comparison between urban and agricultural soils. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 29: 1913-17.
- Lavado RS, Zubillaga MS, Alvarez R y Taboada MA. 2004. Baseline levels of potentially toxic elements in pampas soils. *Soil & Sediment Contamination: an International Journal* 15 (5): 329-339.
- Leblanc H.A., Cerrato ME, Miranda A y Valle G. 2007. Determinación de la calidad de abonos orgánicos a través de bioensayos. *Tierra Tropical*, 3: 97-107.
- Li Y-M, Chaney RL, Siebeilec G y Kerschner BA. 2000. Response of four turfgrass cultivars to limestone and biosolids-Compost amendment of zinc and cadmium contaminated soil at Palmeton, Pennsylvania. *J. Environ. Qual.* 29: 1440-1447.
- Lindsay WL. 1979. *Chemical equilibria in soils*. Wiley Interscience, John Wiley & Sons, New York.
- Lindsay, W.L., y Cox F.R. 1985. Micronutrient soil testing for the tropics. *Fert. Res.* 7: 169–199.
- Lukkari T, Taavitsainen M, Väisänen A y Haimi J. 2004. Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils 59: 340-348
- Lyman WJ, Reidy PJ y Levy BS. 1992. *Mobility and Degradation of Organic*

- Contaminants in Subsurface Environments Publicado por CRC Press, p 395.
- Ma YB y Uren NC. 1998. Transformations of heavy metals added to soil application of a new sequential extraction procedure. *Geoderma*, 84: 157-168.
- Madejón E, De Mora AP, Felipe E, Burgos P y Cabrera F. 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution*, 139: 40-52.
- Madejón E, Madejón P, Burgos P, Pérez de Mora A y Cabrera F. 2009. Trace elements, pH and organic matter evolution in contaminated soils under assisted natural remediation: A 4-year field study. *Journal of Hazardous Materials* 162: 931-938.
- Madrid L. 1999. Metal retention and mobility as influenced by some organic residues added to soils: A case study. En: *Fate and transport of heavy metals in the vadose zone*. Lewis Publishers, Boca Ratón, FL. 201-223.
- Maisonnave RC y de Iorio AF. 2008. Contaminación de aguas. En: *Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad*. Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Bs. As. 1a. ed. p 492.
- Maisonnave, R. 2002. Consecuencias ambientales de la producción ganadera intensiva en sistemas confinados. Tesis Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias Exactas, Universidad de Buenos Aires.
- Mandal B. y Hazra GC. 1977. Zn adsorption in soils as influenced by different soil management practices. *Soil Sci* 162: 713-721.
- Manios V, Tsikalas P y Simmins H. 1987. Phytotoxicity of olive tree leaf compost. p. 296-301. En: M. De Bertoldi, M. Ferranti, P. Hermite, and F. Zucconi (Eds). *Compost:*

- production, quality and use. Elsevier Applied Science. London, U.K.
- Manzoor S., M.H. Shah, N. Shaheen, A. Khaliq y M. Jaffar, Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater, *J. Hazard. Mater. A* 137 (2006), pp. 31–37.
- Marquenie M, van de Werff, EWHO y Faber J. 1981. Complexing agents in soil organic matter as factors in heavy metal toxicity in plants. In *Proceeding International Conference On Heavy Metals in the Environment*. p. 222-225. Amsterdam, The Netherlands. CEP Consultants Ltd., Edinburgh. UK.
- Martínez CE y Motto HL. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environ. Pollut.* 107: 153-158.
- Maskina MS y Meelu OP. 1995. Response of wet land rice to nitrogen from cattle manure and urea in a rice wheat rotation. *Tropical Agriculture*, 72: 91-96.
- Mattila, P.K. 1998. Ammonia volatilization from cattle slurry applied to grassland as affected by slurry treatment and application technique – first year results. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51: 47-50.
- Mbila MO, Thompson ML, Mbagwu JSC y Laird DA. 2001. Distribution and movement of sludge-derived trace metals in selected Nigerian soils. *J. Environ. Qual.* 30: 1667-1674.
- Mc Grath SP y Dunham SJ. 1997. Potential phytoextraction of zinc and cadmium from soils using hyperaccumulator plant. *Proceedings of 4th International Conference on the Biochemistry of Trace Elements*, Ann Arbor Press, Berkeley.
- McBride MB. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: Are USSEPA regulations protective?. *J. Environ. Qual.* 24: 5-18.

- McBride. M.B., Martinez, C.E. Topp, E. y Evanis, L. 2000. Trace metal solubility and speciation in a calcareous soil 18 years no-till sludge application. *Soil Sci.* 165: 646-656.
- McGrath SP y Cunliffe CH. 1985. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *J. Sci. Food Agric.* 36: 794-798.
- McGrath SP, Shen ZG y Zhao FJ. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant Soil* 188: 153–159.
- Mclaren, R.G. y Crawford, D.V. 1973. Studies on soil copper. II. The specific adsorption of copper by soils. *J. Soil. Sci.* 24: 443-452.
- MDSMA, Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. Reglamento para el Manejo sustentable de barros generados en plantas de tratamiento de efluentes líquidos; Resolución 97/01. Boletín oficial 28/11/2001.
- Mench M, Vangronsveld J, Beckx C y Ruttens A. 2006. Progress in assisted natural remediation of an arsenic contaminated agricultural soil. *Environmental Pollution* 144: 54–61.
- Mench M., Vangronsveld J., Clijsters H., Lepp NW. y Edwards R. 2000. In situ metal immobilisation and phytostabilisation of contaminated soils. p.323-358. *In* N. Terry and G. Banuelos (ed.) *Phytoremediation of contaminated soils and water*. Lewis Publ., CRC Press, Boca Raton, Fl.

- Merian E, Anke M, Ihnat M y. Stoeppler M. 2004. Elements and their Compound in the Environment—Vol. 2: Metals and their Compounds, Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
- Miller FC. 1996. Heat evolution during composting of sewage sludge. *In* The Science of Composting 106-115.
- Millner PD y McConnell LL. 2000. Odor and other air quality issues associated with organic and inorganic by-products. In: Dick WA, editor. Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products-SSSA Book Series No. 6, Madison, WI, 2000: pp. 289–314.
- Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente. 2001. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Resolución 97/01.  
[http://www2.medioambiente.gov.ar/mlegal/agua/res97\\_01/res97\\_01.htm](http://www2.medioambiente.gov.ar/mlegal/agua/res97_01/res97_01.htm).
- Morera MT, Echeverria JC y Garrido JJ. 2001. Mobility of heavy metals in soil amended with sewage sludge. *Can. J. Soil. Sci.*, 81: 405-414.
- Morvan T, Dach J y Cellier P. 1998. Estimating ammonia losses during the composting of farmyard manure, using closed dynamic chambers. Proceedings 8th International Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. Rennes, France. pp 209-216.
- Moscuzza, C.H. 2009. Dinámica de nutrientes en sistemas intensivos de engorde bovino. Tesis doctoral. CETA. Facultad de Ciencias Veterinarias, UBA.

- Myers BA y Couper DI. 1989. Effects of temperature and salinity on the germination of *Puccinellia ciliata* (Bor) cv. Menemen. *Australian Journal of Agricultural Research* 40(3): 561-571.
- Nadal M, Schuhmacher M y Domingo JL. 2004. Metal pollution of soils and vegetation in an area with petrochemical industry. *Science of the Total Environment* 321: 59–69.
- Naidu R, Kookana RS, Rogers S, Bolan NS y Adriano D. 2003. Bioavailability of metals in the soil–plant environment and its potential role in risk assessment. En: Naidu, R, Gupta VVSR, Rogers S, Kookana RS, Bolan Adriano NS (Eds.), *Bioavailability, Toxicity, and Risk Relationships in Ecosystems*. Science Publishers, Inc., Enfield, New Hampshire, p. 46–81.
- Narwal RP y Sidhu AS. 2001. Impact of different organic materials and lead on yield and lead content of corn (*Zea Mays* L.). *Proc. 6<sup>th</sup> International Conference Biogeochemistry Trace Elements, Guelph*, pp. 82.
- Narwal RP y Singh BR. 1998. Effect of organic materials on partitioning, extractability and plant uptake of metals in an alum shale soil. *Water, Air and Soil Pollution*, 103: 405–421.
- National Research Council. 1996. Committee on the use of treated municipal wastewater effluents and sludge in the production of crops for human consumption. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Academy Press. Washington D.C.
- Nissen LR y Lepp NW. 1997. Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of *Salix* species. *Biomass and Bioenergy*, 12: 115-120.

- Obrado A. r, Rico M.I., Mingot J.I. y J.M. Alvarez, 1997. Metal mobility and potential bioavailability in organic matter-rich soil–sludge mixtures: effect of soil type and contact time, *Sci. Total Environ.* 206: 117–126.
- Olesen T y Griffiths B. 1997. Modeling diffusion and reaction in soils: Nitrogen transformations in organic manure amended soil. *Soil Science*, 162: 157-168.
- Olfs W y Werner W. 1994. Characterisation of soil nitrogen and nitrogen uptake by grass following a two-year fallow of potted soils receiving mineral and organic sources of nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 26: 1299-1304.
- Page AL, Miller RH y Keeney DR (Ed.). 1982. *Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd Ed.*, Madison, Wiscosin, USA.
- Pagliai M y Antisari V. 1993. Influence of waste organic matter on soil micro and macrostructure. *Bioresource Technology*, 43: 205-213.
- Pagliai M, Guidi G, La Marca M, Giachetti M y Lucamante G. 1981. Effects of sewage sludges and composts on soil porosity and aggregation. *Journal Environmental Quality*, 10: 556-561.
- Pais I y Benton Jones J Jr. 1997. *The handbook of trace elements*. Boca Raton, St. Lucie Press, 223p.
- Parada NR, Bergqvist AE y González SM. 1985. Intoxicación crónica por cobre de origen industrial en bovinos de carne. *Archivo Médico Veterinario*, 17: 53-59.
- Parkpain P, Sreesai S y Delaune RD. 2000. Bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended Thai soils. *Water, Air and Soil Pollution* 122: 163-182.
- Paul JW y Zebarth BJ. 1997. Denitrification and nitrate leaching during the fall and winter following dairy cattle slurry application. *Canadian Journal of Soil Science*,

77: 231-240.

- Peralta-Videa JR, Gardea-Torresdey JL, Gomez E, Tiemann KJ, Parsons JG y Carrillo G. 2002. Effect of mixed cadmium, copper, nickel and zinc at different pHs upon alfalfa growth and heavy metal uptake. *Environmental Pollution*, 119: 291-301.
- Petruzzelli, G. 1989. Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability, *Agric. Ecosyst. Environ.* 27: 493–503
- Piccolo A y Mbagwu JSC. 1990. Effects of different organic waste amendments on soil microaggregates stability and molecular sizes of humic substances. *Plant and Soil*, 123: 27-37.
- Pierzynsky GM, Sims JT y Vance G. 2005. *Soils and Environmental Quality*, CRC Press, Taylor & Francis, New York, USA .
- Pikull JL y Allmaras RR. 1986. Physical and chemical properties of a haploxeroll after fifty years of residue management. *Soil Science Society of American Journal*, 52: 214-219.
- Pinochet D, Aguirre J y Quiroz E. 2001. Estudio de la lixiviación de Cadmio, Mercurio y Plomo en suelos derivados de cenizas volcánicas, *Agro Sur* 30: 51-58.
- Podlesáková E, Nemecek J y Vácha R. 2001. Mobility and bioavailability of trace elements in soil. En: *Trace elements in soil*. Ed: Lewis Publishers. Páginas capítulo 21-41.
- Poggio L, Vrscaj B, Schulin R, Hepperle E y Marsan FA. 2009. Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy). *Environmental Pollution*, 157: 680-689.

- Polo MJ, Ordóñez R y Giráldez JV. 1999. Copper and Zinc adsorption by sewage sludge-treated soil in Southern Spain. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 30: 1063-1079.
- Polymenakou PN y Stephanou EG. 2005. Effect of temperature and additional carbon sources on phenol degradation by an indigenous soil *Pseudomonad*. *Biodegradation* 16: 403–413.
- Pordomingo AJ. 2004. Sustentabilidad ambiental de los sistemas de CRÍA. Conferencia en IV Jornadas Nacionales de Cría Bovina Intensiva, Venado Tuerto, Sta. Fe, Arg. [http://www.produccionbovina.com/sustentabilidad/10sustentabilidad\\_cria.htm](http://www.produccionbovina.com/sustentabilidad/10sustentabilidad_cria.htm)
- Porta J, López-Acevedo M, Roquero C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. (3ª Ed.), p 929.
- Pulford D y Watson C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review, *Environment International*, 29: 529–540.
- Pulford I.D. y Watson C. 2002. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – A review. *Environ. Int.*, 1032: 1–12.
- Raskin I y Ensley BD. Editors. 2000. *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment*, Wiley, New York, p. 316.
- Ratsch HC. 1983. Interlaboratory root elongation testing of toxic substance on selected plant species. EPA-600/S3-83-051, U.S.Environmental Protection Agency, Corvallis. OR.
- Reizábal L, Andrade L, Marcet P y Montero M. 2000. Effect of long-term cultivation on zinc and copper contents in soils from the Bahía Blanca horticultural belt (Argentina). *Communication in Soil Science and Plant Analysis* 31: 1155-1167.

- Richards, B.K., Steenhuis T.S., Peeverly J.H., y McBride M.B. 2000. Effect of sludge-processing mode, soil texture and pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environ. Pollut.* 109: 327–346.
- Rimski-Korsakov H, Zubillaga MS y Lavado RS. 2003. Pérdidas de amoníaco y nitratos a partir de distintos sustratos para contenedores. En *Floricultura en la Argentina. Investigación y Tecnología de Producción*. Editorial Facultad de Agronomía, UBA. 173-178.
- Rittmann BE. 2004. Definition, objectives, and evaluation of natural attenuation, *Biodegradation*, 15: 349–357.
- Romic M y Romic D. 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology*, 43: 795–805.
- Romney EM, Wallace A, Wood R, El-Gazzer AM, Childress JD y Alexander GV. 1977. Role of soil organic matter in a desert soil on plant responses to silver, tungsten, cobalt and lead. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 8: 719-725.
- Ross SM. 1994. Retention, transformation and mobility of trace metals in soils. In Ross, S.M. (Ed.), *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*. Wiley, Chichester.
- Rótolo GC, Rydberg T, Lieblein G y Francis C. 2007. Emergy evaluation of grazing cattle in Argentina's Pampas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119: 383-395.
- Russell EW. 1973. *Soil Conditions and plant growth*. Décima edición. Longman Group Limited, London. 849 p.

- Rynk R (ed). 1992. On Farm composting handbool. Northeast regional agricultural engineering service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, p 186.
- Rynk R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science and Utilization*, 2: 94-95.
- Salt DE, Blaylock M, Kumar PBAN, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I y Raskin I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13: 468–474.
- Salt DE, Smith RD y Raskin I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology*, 49: 643–668.
- Santos VL y Linardi VR (2001) Phenol degradation by yeasts isolated from industrial effluents. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 47: 213–22.
- Satorre E. 2001, Production systems in the Argentine Pampas and their ecological impact. En: O. Solbrig, F. di Castri and R. Paalberg, Editors. *The impact of Global Change and Information on the Rural Environment*, Harvard University Press, Cambridge, MA, p. 81–102.
- Sauvé S, Hendershot W y Allen H.E. 2000. Solid–solution partitioning of metals in contaminated soils. Dependence on pH, total metal burden, and organic matter, *Environmental Science & Technology* 34: 1125–1131.
- Sauve S, McBride M y Herdershot W. 1998. Soil solution speciation of lead (II): Effect of organic matter and pH. *Soil Science Society of American Journal*. 62: 618-631.
- Schmidt JP. 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 26: 4-10.

- Schoenau JJ, Charles J, Wen P, Qian P y Hultgren G. 1999. Effect of hog and cattle manure additions on soil fertility and crop growth in East Central Saskatchewan. In: Manure management 99. Proceeding of a tri-provincial conference on manure management. Saskatoon: 22-25.
- Schroder JJ, van Asperen P, van Dongen GJM y Wijnands FG. 1996. Nutrient surpluses on integrated arable farms. *European Journal of Agronomy*, 5: 181-191.
- Schuhmacher M., Meneses M., Granero S., Llobet J.M. y Domingo, J.L. 1997. Trace element pollution of soils collected near a municipal solid waste incinerator: human health risk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 59: 861–867.
- Schulz R y Röemheld V. 1997. Recycling of municipal and industrial organic wastes in agriculture: benefits, limitations, and means of improvement, *Soil Science and Plant Nutrition*, 43: 1051–1056.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos – SAGPyA. Disponible en [www.sagpya.mecon.gov.ar/new/00/prensa/publicaciones/ganaderia/GANARGEN/SITUA.php](http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/00/prensa/publicaciones/ganaderia/GANARGEN/SITUA.php)
- Senesi G.S., G. Baldassarre, N. Senesi y B. Radina, 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere* 39: 343–377.
- Shen G, Zhao FJ y McGrath SP. 1997. Uptake and transport of zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and the non-hyperaccumulator *Thlaspi ochroleucum*, *Plant Cell and Environment* 20: 898–906.

- Shuman LM, Dudka S y Das K. 2001. Zinc forms and plant availability in a compost amended soil. *Water, Air and Soil Pollution* 128: 1-11.
- Shuman, L.M. 1998. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. *Commun Soil Sci Plant Anal* 29: 2939–2952.
- Siegel FR. 2002. *Environmental Geochemistry of potentially toxic heavy metals*, Springer-Verlag, Heidelberg.
- Sing BR y Steinnes E. 1994. Soil and water contamination by heavy metals. *Soil processes and water quality*, Lewis publishers, pp: 233-271.
- Singh BR. 1994. Trace element availability to plants in agricultural soils with special emphasis on fertilizer inputs. *Environ. Rev* 2: 133-146
- Singh OV, Labana S, Pandey G, Budhiraja R y Jain RK. 2003. Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61: 405-412.
- Singh Y, Singh B, Maskina MS y Meelu OP. 1995. Response of wet land rice to nitrogen from cattle manure and urea in a rice wheat rotation. *Tropical Agricultural*, 72: 91-96.
- Sloan JJ, Dowdy RH, Dolan MS y Linden DR. 1997. Longterm effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 26: 966-974.
- Sloan JJ. y Basta NT. 1995. Remediation of acid soils by using alkaline biosolids, *Journal of Environmental Quality*, 24: 1097–1103.
- Smith RAH y Bradshaw AD. 1972. Stabilization of toxic mine wastes by the use of tolerant plant populations. *Transactions of the Institution of Mining and*

- Metallurgy, Section A: Mining Technology, 81: 230-237.
- Smith, S.R. 1996. Agricultural recycling of Sewage Sludge and the Environment, CAB International, Wallingford, U.K., p. 382.
- Smith, SR. 1997. Long-term effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge-treated agricultural soil. p. 691–692. In I.K. Iskandar *et al.* (ed.) Proc. of Extended Abstr. from the 4th Int. Conf. on the Biogeochem. of Trace Elements, Berkeley, CA. 23–26 June 1997. CRREL, Hanover, NH.
- Sommer SG y Hutchings NJ. 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction, European Journal of Agronomy, 15: 1–15.
- Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RA, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Jhonston CT y Sumner ME (Eds.). 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods. 3rd Ed. 1390p. ASA. Madison, Wisconsin, USA.
- Srikanth, R. y Reddy S.R.P. 1991. Lead, cadmium and chromium levels in vegetables grown in urban sewage sludge in India. Food Chem. 40: 229–234.
- Sterckeman T., Douay F., Proix N. y Fourrier H. 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France, Environ. Pollut. 107: 377–389.
- Su D.C. y Wong J.W.C. 2003. Chemical speciation and phytoavailability of Zn, Cu, Ni and Cd in soil amended with fly ash-stabilized sewage sludge, Environ. Int. 1060: pp. 1–6.
- Sukreeyapongse O, Holm PE, Strobel BW, Panichsakpatana S, Magid J y Hansen HCB. 2002. pH-dependent release of cadmium, copper, and lead from natural and sludge-amended soils. Journal of Environmental Quality 31: 1901–1909.

- Sullivan DM y Miller RO. 2001. Compost quality attributes, measurements and variability. En: Stoffella, PJ y Kahn BA (eds.). Compost utilization in horticultural cropping systems. Lewis Publishers, Nueva York, EEUU, p 97-120.
- Sweeten JM. 1998. Composting manure sludge. In Nacional Poultry Waste Management Symp., Columbus, OH. Dep. Of Poultry Sci., Ohio State Univ., Columbus. pp 38-44.
- Tagami K, Uchida S. 1998. Aging effect on bioavailability of Mn, Co, Zn, and Tc in Japanese Agricultural Soils under Waterlogged Conditions. *Geoderma*, 84: 3-13.
- Tam N.F.Y., Liu W.K, Wong M.H. y Won g Y.S. 1987. Heavy metal pollution in roadside urban parks and gardens in Hong Kong, *Sci. Total Environ.* 59: 325–328.
- Tam NFY y Tiquia S. 1994. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. *Resources, Conservation and recycling* 11: 261-274.
- Tandy S, Healey JR, Nason MA, Williamson JC y Jones DL. 2009. Remediation of metal polluted mine soil with compost: Co-composting versus incorporation. *Environmental Pollution* 157: 690-697.
- Tester C. 1990. Organic amendment effects on physical an chemical properties of a sandy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 827-831.
- Tiller KG. 1989. Heavy metals in soils and their environmental importance, *Advances in Soil Sciences* 9: 113–142.
- Tilman D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96: 5995-6000.
- Tisdall JM y Oades JM. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils.

- Journal of Soil Science, 33: 141-163.
- Tordoff GM, Baker AJM y Willis AJ. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous wastes. *Chemosphere*, 41: 219-228.
- Torri S y Lavado RS. 2008. Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge. *Journal of Waste Management*, 28: 831-842.
- Torri S, Lavado R. 2002. Distribución y disponibilidad de elementos potencialmente tóxicos en suelos representativos de la provincia de Buenos Aires enmendados con biosólidos. *Ciencia del Suelo*. 20 (2): 98-109.
- Tsakelidou K, Karagiannidis N, Bladenopoulou S. 1999. Effects of calcium carbonate and organic matter on soil aluminium, manganese, iron, zinc and copper and their concentration in corn plants in Greek acid soils. *Agrochimica*, 2: 89-100.
- Tubail, K., Chen, L.b, Michel Jr., F.C., Keener, H.M. Rigot, J.F., Klingman, M., Kost, D. y Dick, W.A.b 2008. Gypsum additions reduce ammonia nitrogen losses during composting of dairy manure and biosolids. *Compost Science and Utilization* 16: 285-293.
- Tüzen M. 2003. Determination of heavy metals in soil, mushroom and plant samples by atomic absorption spectrometry. *Micro Chemical Journal*, 74: 289–297.
- US National Research Council. 2000. *Natural Attenuation for Groundwater Remediation*, National Academy Press, Washington, DC.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1993. Standards for use and disposal sewage sludge. CFR parts 257, 403 and 503. Washington DC,
- USEPA. 1982. Seed germination/root elongation toxicity test. EG-12, Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- Usman A.R.A., Kuzyakov Y, y Stahr K. 2004. Sorption, Desorption, and Immobilization of Heavy Metals by Artificial Soil. Eurosoil 2004 Conference in Freiburg, Germany.
- Van der Stelt B, Temminghoff EJM, Van Vliet PCJ y Van Riemsdijk WH. 2007. Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. *Bioresource Technology*, 98: 3449-3455.
- van Herwijnen R., Hutchings TR, Al-Tabbaa A, Moffat AJ, Johns ML y Ouki S. 2007. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environ. Pollut.* In press.
- Vandecasteele B, De Vos B, Tack FMG. 2002. Cadmium and zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites. *Science. Total of Environmental*, 299: 191-205.
- Vandré, R. y M. Kaupenjohann. 1998. In situ measurement of ammonia emissions from organic fertilizers in plot experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:467-473.
- Vangronsveld J, Assche FV y Clijsters H. 1995. Reclamation OF A bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: In situ metal immobilization and revegetation. *Environ. Pollut.* 87:51-59.
- Vázquez M.D, Poschenrieder CH, Barcelo J, BakerHatton AJM y Cope GH. 1994. Compartmentation of zinc in roots and leaves of the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*, J. & C. Presl. *Botanical Acta*, 107: 243–250.
- Viglizzo E, Roberto Z, Lértora F, López Gay E y Bernardos J.. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 66: 61–70.

- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro M y Lértola FA. 2002. La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. INTA, 84 pp.
- Viglizzo EF. y Frank FC. 2006, Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International*, 158: 122-126.
- Viglizzo E, Lértora F, Pordomingo A, Bernardos J, Roberto Z y Del Valle H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 65–81.
- Walker D.J., Clemente R., Roig A. y Bernal MP. 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environmental Pollution*, 122: 303–312.
- Walker DJ, Clemente R y Bernal MP. 2004. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, 57: 215–224.
- Walter I y Cuevas G. 1999. Chemical fractionation of heavy metals in a soil amended with repeated sewage sludge application. *Science of the Total Environment*, 226: 113-119.
- Watson C, Pulford ID, Riddell-Black D. 1999. Heavy metal toxicity responses of two willow varieties grown hydroponically: development of a tolerance screening test. *Environmental Geochemical Health*, 21: 359-364.
- Wei Y y Liu Y. 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. *Chemosphere* 59 (9): 1257-1265.

- Werner P, Bae W y Odencrantz JE, 2004. Foreword (preface for the special issue on natural attenuation), *Biodegradation*, 15: 347.
- White MC, Chaney RL. 1980. Zinc, cadmium and manganese uptake by soybean from two zinc- and cadmium- amended coastal plain soils. *Soil Science Society of American Journal*, 44: 308-313.
- White SL, Sheffield RE, Washburn SP, King I D y Green JT. 2001. Spatial and time distribution on dairy cattle excreta in an intensive pasture system. *Journal Environmental Quality*, 30: 2180-2187.
- Wong CSC, Li X y Thornton I. 2006 Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142: 1–16.
- Wu L y Ma LQ. 2001. Effects of sample storage on biosolids compost stability and maturity evaluation. *J. Environ. Qual.* 30: 222-228.
- Wu L, Ma LQ y Martinez GA. 2000. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 29: 424-429.
- Xue H., Sigg L. y Gächter R., 2000 Transport of Cu, Zn and Cd in a small agricultural catchment, *Water Res.* 34: 2558–2568.
- Zasada IA y Tenuta M. 2008. Alteration of the soil environment to maximize *Meloidogyne incognita* suppression by an alkaline-stabilized biosolid amendment *Applied Soil Ecology*, 40: 309-317.
- Zhu L, Schwab AP y Banks MK. 1999. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by plants. *J. Environ. Qual.* 28: 1727-1732.

- Zubillaga MS y Lavado RS. 2006. Phytotoxicity of biosolid compost of different maturity degree compared with biosolids and animal manures. *Compost Science & Utilization* 14 (4): 267-270.
- Zubillaga MS y Lavado RS. 2002. Heavy metal content in lettuce plants grown in compost of biosolids. *Compost Science & Utilization* 10: 363-367.
- Zubillaga MS y Lavado RS. 2003. Stability indexes of sewage sludge compost obtained with different proportion of a bulking agent. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 34: 581-591.
- Zubillaga MS, Rimski-Korsakov H, Travería G y Lavado RS. 2004. Pérdidas de amoníaco por incorporación de fertilizantes o abonos orgánicos. Trabajo publicado en CD. XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná. Argentina. ISBN: 987-21419-08. Total páginas: 7.
- Zubillaga y Lavado, 2002. Heavy metal content in lettuce plants grown in biosolids compost, *Compost Sci. Util.* 10: 363–367.
- Zubillaga, M.S., M.M. Zubillaga; S. Urricariet y R.S. Lavado. 2002. Effect of nitrogen sources on ammonia volatilization, grain yield and soil nitrogen losses in no-till wheat in an Argentine soil. *Agrochimica* 46: 100-107.
- Zucconi F y de Bertoldi M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: De Bertoldi M., Ferranti, M.P., L'Hermite P., Zucconi F. (eds). *Compost: Production, quality and use*. Elsevier. London. p. 30-50.
- Zucconi F, Forte M, Mónaco A y De Bertoldi M. 1981. Evaluating toxicity of in nature compost. *Biocycle*, 22: 54-57.

Zuconi F, Mónaco A, Forte M y De Bertoldi M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. p. 73-86. En: J. Gasser (Ed.). Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishing. London, England.

Zuconi F, Pera A , Forte ME y de Bertoldi M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22(2): 54-57.