

**“EFECTO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS A BASE DE
Lodos DE DEPURADORA, SOBRE LA LIXIVIACIÓN
Y BIODISPONIBILIDAD DE ELEMENTOS TRAZA,
PROCEDENTE DE SUELOS CONTAMINADOS EN
CULTIVO EN BANDEJAS DE LECHUGA”.**



**UNIVERSIDAD DE ALMERÍA. ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR Y
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES.**

INGENIERÍA TÉCNICA AGRÍCOLA.

ESPECIALIDAD EXPLOTACIONES AGROPECUARIAS.

Alumno: Valeriano Mudarra Cano.

Fecha: 25 de septiembre de 2013.

Directores: Fernando del Moral Torres y Mariano Simón Torres.

ÍNDICE GENERAL

1. INTERÉS Y OBJETIVOS	1-2
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	3-49
2.1.El cultivo de la lechuga	3-4
2.1.1. Origen	3
2.1.2. Taxonomía y morfología	3
2.1.3. Temperatura.....	3-4
2.1.4. Humedad relativa.....	4
2.1.5. Suelo	4
2.2.Tolerancia de la lechuga a la salinidad.....	5-11
2.3.El sodio en el suelo.....	11-12
2.4.El nitrógeno	12-16
2.5.El fósforo	16-18
2.5.1. Formas de fósforo.....	18
2.6.El potasio	19-20
2.6.1. Movilidad del potasio en el suelo.....	19-20
2.7.Movilidad del calcio en el suelo.....	20
2.8.Movilidad del magnesio en el suelo	21
2.9.Influencia del pH del suelo en la asimilación de nutrientes	21-22
2.10. Contaminación del suelo por metales pesados.....	23-34
2.10.1. Importancia del estudio de la contaminación de suelos	25
2.10.2. Fuentes de contaminación por metales pesados	25-26
2.10.3. Dinámica de los contaminantes del suelo.....	26-27
2.10.4. Especiación de los contaminantes en el suelo	27
2.10.5. Formas de retención y disponibilidad de los metales en el suelo.....	28
2.10.6. Factores principales que afectan a la disponibilidad de los metales pesados	29-31
2.10.6.1. pH.....	29
2.10.6.2. Textura.....	29
2.10.6.3. Condiciones de óxido-reducción	30
2.10.6.4. Materia orgánica.....	30

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

2.10.6.5.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	30
2.10.6.6.	Presencia de otros elementos.....	30
2.10.6.7.	Propiedades de los metales.....	31
2.10.7.	Comportamiento de los metales en el sistema suelo-planta	31-32
2.10.8.	Umbrales de contaminación-edáfica	33
2.10.9.	Efectos desfavorables de la contaminación	34
2.11.	Eficacia de enmiendas sobre suelos contaminados por arsénico	35-36
2.12.	Lodos de depuradora como enmienda	36-45
2.12.1.	Características de los lodos de depuradora.....	38-40
2.12.2.	Composición de los lodos de depuradora.....	41
2.12.3.	Efectos de la aplicación de lodos de depuradora compostados sobre la composición química del suelo	42-45
2.12.3.1.	Efectos sobre el pH.....	42
2.12.3.2.	Efectos sobre la conductividad eléctrica (CE)	42-43
2.12.3.3.	Efectos sobre la materia orgánica.....	43
2.12.3.4.	Efectos sobre el contenido en nitrógeno orgánico.....	44
2.12.3.5.	Efectos sobre el contenido en fósforo disponible.....	44
2.12.3.6.	Efectos sobre el contenido en potasio disponible.....	44
2.12.3.7.	Efectos sobre la CIC y bases de intercambio	44-45
2.12.3.8.	Efectos sobre los metales pesados en el suelo.....	45
2.13.	Lodos de depuradora calcinados como enmienda	46-49
2.13.1.	Caracterización física y química de las cenizas.....	46-47
2.13.2.	Aprovechamiento de las cenizas como enmendante agrícola	48-49
2.13.2.1.	Efecto de la adicción de cenizas a sobre las propiedades mecánicas del suelo.....	48-49
2.13.2.1.1.	Efecto sobre la friabilidad del suelo	48
2.13.2.1.2.	Efecto sobre la resistencia a la penetración	48
2.13.2.1.3.	Efecto de la adición de cenizas sobre la difusividad	49
3.	MATERIALES Y MÉTODOS	50-60
3.1.	Obtención y tratamiento de las muestras de suelo.....	50
3.2.	Obtención y tratamiento de las muestras orgánicas.....	50
3.3.	Diseño experimental	51-52

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

3.4.Siembra de las plantas de lechuga	52
3.5.Calendario de riego.....	53-56
3.6.Preparación de la solución nutritiva para riego	56
3.7.Recogida de lixiviados y aguas de poro	57
3.8.Técnicas analíticas de la soluciones obtenidas	58-60
3.9.Pesado y secado de las plantas de lechuga	60
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	61-94
4.1.Germinación y emergencia de las semillas.....	61-63
4.2.Porcentaje de percolación.....	63-64
4.3.pH	64-65
4.4.Conductividad eléctrica (CE)	66-69
4.5.Interpretación de la concentración de cationes.....	70-76
4.5.1. Evolución de los cationes a lo largo de las tandas según la enmienda	70-76
4.5.1.1.Evolución del sodio con las enmiendas.....	71-72
4.5.1.2.Evolución del potasio con las enmiendas	72-73
4.5.1.3.Evolución del magnesio con las enmiendas	74-75
4.5.1.4.Evolución del calcio con las enmiendas	75-76
4.5.2. Comportamiento del calcio en ambos suelos	76-77
4.5.3. Comportamiento del magnesio en ambos suelos.....	77-78
4.6.Interpretación de la concentración de aniones.....	79-84
4.6.1. Evolución de nitratos según el tipo de riego aplicado.....	79-80
4.6.2. Comportamiento de cloruros y sulfatos en el suelo.....	81-84
4.6.2.1.Evolución del cloruro con las enmiendas	81-82
4.6.2.2.Evolución del sulfato con las enmiendas.....	82-84
4.7.Respuesta de suelos enmendados frente a metales pesados	84-92
4.7.1. Respuesta del suelo A3, frente a los metales según la enmienda empleada	86-89
4.7.2. Respuesta del suelo R1, frente a los metales según la enmienda empleada	89-92
4.8.Efectos de metales pesados en lechuga (<i>Lactuca sativa</i>)	92-94

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

5. CONCLUSIONES95

6. BIBLIOGRAFÍA 96-105

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación del suelo en función de la salinidad.....	8
Figura 2. Ciclo del nitrógeno.....	13
Figura 3. Distribución del fósforo en el suelo.....	18
Figura 4. Diagrama de Troug.....	22
Figura 5. Dinámica de los contaminantes en el suelo.....	27
Figura 6. Dinámica de los metales pesados en el sistema suelo-planta.....	32
Figura 7. Distribución de tratamientos en cada una de las bandejas de ensayo.....	52

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1. Recipientes de lixiviados.....	57
Fotografía 2. pH-metro.....	58
Fotografía 3. Conductivímetro.....	58
Fotografía 4. Dionex ICP 100.....	59
Fotografía 5. Espectrofotómetro de absorción atómica.....	59
Fotografía 6. Fotómetro de llama.....	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los suelos agrícolas según salinidad.....	6
Tabla 2. Formas químicas de los metales en el suelo y su disponibilidad relativa para las plantas.....	28
Tabla 3. Composición de los lodos de depuradora.....	41
Tabla 4. Valores límites de metales pesados en lodos destinados a utilización agraria.....	47
Tabla 5. Valores extremos para cantidades anuales de metales pesados en el suelo.....	47
Tabla 6. Calendario y volúmenes de los riegos aplicados a los alveolos correspondientes a cada uno de los tratamientos ensayados.....	53-56
Tabla 7. Composición de la solución nutritiva.....	56
Tabla 8. Número de semillas germinadas y emergidas en cada pots.....	61
Tabla 9. Suma en gramos de los pesos fresco y seco de las lechugas en cada pots.....	62
Tabla 10. Valores promedio de pH en agua de poro según el tipo de suelo empleado y las enmiendas aportadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	65
Tabla 11. Valores promedio ($\mu\text{g}/\text{kg}$ suelo) de los metales estudiados en análisis de agua de poro y percolado. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	85

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Tabla 12. Valores promedio de la concentración inicial de metales en el suelo antes del aporte de enmiendas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....85

Tabla 13. Suma en gramos de los pesos de las hojas y raíces de las lechugas en cada pots para el suelo A3.....93

Tabla 14. Suma en gramos de los pesos de las hojas y raíces de las lechugas en cada pots para el suelo R1.....94

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Valores promedio del porcentaje de percolado en cada suelo. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	64
Gráfica 2. Valores promedio de CE (dS/m) en las enmiendas empleadas para los suelos R1 y A3 en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	67
Gráfica 3. Valores promedio de CE (dS/m) en el tiempo para las tandas de los suelos R1 y A3 en el agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	68
Gráfica 4. Valores promedio de CE (dS/m) en el tiempo para las tandas de los suelos R1 y A3 en el percolado. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	69
Gráfica 5. Valores promedio de CE (dS/m) de los suelos objeto de estudio (R1 y A3) según el tratamiento del riego. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	69
Gráfica 6. Valores promedio de Na, K y Mg (mg/kg suelo) en percolados. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	70
Gráfica 7. Valores promedio de Na (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	72
Gráfica 8. Valores promedio de K (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	73
Gráfica 9. Valores promedio de Mg (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	74

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Gráfica 10. Valores promedio de Ca (mg/kg suelo) de los suelos estudiados. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	76
Gráfica 11. Valores promedio de Ca (mg/kg suelo) en percolado en suelos R1 y A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	77
Gráfica 12. Valores promedio de Mg (mg/kg suelo) en percolado en suelos R1 y A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	78
Gráfica 13. Valores promedio de nitratos (mg/kg suelo) en agua de poro según las enmiendas aportadas en los suelos y el riego aplicado en cada una de ellas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	80
Gráfica 14. Valores promedio de cloruro (mg/kg suelo) en agua de poro a lo largo de las tandas según las enmiendas aplicadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	82
Gráfica 15. Valores promedio de sulfato (mg/kg suelo) en agua de poro a lo largo de las tandas según las enmiendas aplicadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	83
Gráfica 16. Valores promedio (mg/kg suelo) de la concentración de sulfatos en los suelos R1 y A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	84
Gráfica 17. Valores promedio de la concentración de zinc en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....	86

- Gráfica 18. Valores promedio de la concentración de cadmio en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....87
- Gráfica 19. Valores promedio de la concentración de plomo en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....87
- Gráfica 20. Valores promedio de la concentración de arsénico en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....88
- Gráfica 21. Concentración en tanto por ciento de zinc, cadmio, plomo y arsénico en el suelo testigo (S) y en el resto de enmiendas.....89
- Gráfica 22. Valores promedio de la concentración de zinc en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....90
- Gráfica 23. Valores promedio de la concentración de cadmio en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....91
- Gráfica 24. Valores promedio de la concentración de plomo en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....91
- Gráfica 25. Valores promedio de la concentración de arsénico en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.....92

1. INTERÉS Y OBJETIVOS.

El incremento gradual de minas abandonadas y la ausencia de medidas de seguridad, favorece el riesgo de dispersión de la contaminación por metales pesados o arsénico a áreas que no están directamente afectadas por actividades mineras (González *et al.*, 2011). A su vez, determinadas áreas de la provincia de Almería donde se han almacenado gran cantidad de estériles de mina han sido enterradas y soportan en la actualidad cultivos, generalmente de hoja o cucurbitáceas, susceptibles de asimilar los elementos traza y transmitirlos a la cadena trófica. Para evitar este efecto, se han usado diversas técnicas de remediación de suelos contaminados (Scullion, 2006; González *et al.*, 2012); entre ellas, las técnicas de inmovilización, que pretenden reducir la actividad y biodisponibilidad de elementos traza sin eliminar el contaminante del suelo. Estas técnicas están basadas en la adicción de enmiendas para acelerar los procesos naturales de los suelos (adsorción, precipitación y reacciones de complejación) que ayudan a disminuir la movilidad y disponibilidad de elementos tóxicos. Son muchas las enmiendas que se han utilizado, tanto solas como en combinaciones, en la inmovilización de contaminantes: caliza (González *et al.*, 2011), fosfatos (Melamed *et al.*, 2003), óxidos de hierro (Hartley y Lepp, 2008) y compuestos orgánicos (Schwab *et al.* 2007), entre otros. Sin embargo, en casos de contaminación multielemental, como ocurre en varios puntos de la provincia de Almería, la adición de una determinada enmienda, destinada a inmovilizar un elemento concreto, puede provocar la movilización, lixiviación o biodisponibilidad de otro u otros elementos (González *et al.*, 2012b), dependiendo de las características del suelo, o alterar el patrón de absorción de dichos elementos por los cultivos.

Para estudiar la eficacia de estas técnicas de inmovilización, en unos casos se analiza el agua de poro (solubilidad y biodisponibilidad de los elementos traza en el suelo) y, en otros casos, los lixiviados (Del Moral *et al.* 2010). No obstante ambas soluciones están relacionadas entre sí, ya que una mayor extracción por lixiviados implica una disminución en el agua de poro, por lo que ambas soluciones se deberían de estudiar conjuntamente.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, proveniente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

A su vez es conveniente utilizar un indicador biológico que, cultivado sobre los suelos tratados, permita evaluar la posible acumulación de estos contaminantes en los tejidos de sus diferentes órganos.

El objetivo de este proyecto es evaluar el efecto de diferentes dosis de una enmienda orgánica procedente de un residuo tal como son los lodos de depuradora, tratados térmicamente y sin tratar, sobre la biodisponibilidad de metales pesados y arsénico en dos suelos de características contrastadas, uno de reacción ácida y otro de reacción básica, utilizando para ello la lechuga (*Lactuca sativa L.*), cultivada en condiciones de no aporte de nutrientes y aporte de solución nutritiva.

Además se ha estudiado como afectan dichas enmiendas en la concentración de cationes y aniones, y su efecto en el pH y la conductividad eléctrica del suelo.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.

2.1. El cultivo de la lechuga.

2.1.1. Origen.

La lechuga *Lactuca scariola* L., era conocida por griegos y romanos hace unos 2500 años. A día de hoy el origen de la lechuga no es muy claro, algunos autores afirman que proviene de la India, aunque hoy día los botánicos no se ponen de acuerdo respecto a la procedencia, ya que existe un antecesor de la lechuga en estado silvestre que se encuentra en las zonas templadas.

2.1.2. Taxonomía y morfología.

La lechuga pertenece a la familia *Compositae* y es una planta anual y autógena.

- Raíz: la raíz no supera los 25 cm de profundidad, es ramificada y de tipo pivotante.
- Hojas: las hojas se disponen en roseta. El borde de la hoja puede ser liso, ondulado o aserrado dependiendo de la variedad.
- Tallo: es cilíndrico y ramificado.
- Inflorescencia: son capítulos florales amarillos dispuestos en racimos o corimbos.
- Semillas: son cilíndricas y están provistas de un vilano plumoso.

2.1.3. Temperatura.

La temperatura óptima de germinación está entre 18-20°C. Durante el crecimiento se requieren temperaturas entre 14-18°C por el día y 5-8°C por la noche, ya que la lechuga es una planta exigente para las diferencias de temperatura del día y la noche.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La lechuga soporta mejor las temperaturas bajas que las elevadas, pudiendo llegar a máximas de 30 °C y mínimas de hasta -6°C. Aunque cuando pasa mucho tiempo soportando bajas temperaturas pueden presentar una coloración rojiza.

2.1.4. Humedad relativa.

Es muy sensible a la falta de agua ya que su parte aérea es mucho mayor que el sistema radical. La humedad relativa óptima varía entre el 60 y el 80%.

2.1.5. Suelo.

La lechuga se adapta mejor a suelos ligeros y con un buen drenaje, con un pH de entre 6,7 y 7,4. No soporta los suelos excesivamente ácidos, siendo necesario el encalado en algunos casos.

En ningún caso admite la sequía, aunque la superficie del suelo es conveniente que esté seca para evitar en todo lo posible la aparición de podredumbres.

En cultivos de otoño, se recomiendan los suelos francos, ya que se enfrían más despacio que los suelos arenosos.

En cultivos de verano, son preferibles los suelos ricos en materia orgánica, pues hay un mejor aprovechamiento de los recursos hídricos y el crecimiento de las plantas es más rápido (Infoagro, 2013).

2.2. Tolerancia de la lechuga a la salinidad.

La salinidad en los cultivos puede definirse como *la concentración de sales solubles que producen una disminución significativa del crecimiento, rendimiento y/o calidad de fruto de cultivo* (Cabezas, 2010). Puede haber problemas de salinidad cuando hay una aportación continua y elevada de sales a la rizosfera tanto por la salinidad presente en el agua de riego como por los propios fertilizantes aplicados.

Las sales solubles que se encuentran en los suelos salinos están formadas principalmente por cationes Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} asociados con los aniones Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- y HCO_3^- .

El efecto más común de la salinidad sobre las plantas es la reducción del desarrollo debido a la restricción de la absorción de agua por las raíces (inhibición osmótica) por aumento de la presión osmótica de la disolución del suelo. Efectos específicos de los iones que constituyen el medio salino y que pueden producir daños por toxicidad por la acumulación de dichos iones en los tejidos y también pueden incidir un desequilibrio nutricional debido a la interferencia de los iones salinos en la absorción de los nutrientes esenciales, o por una combinación de los dos.

El tipo de sales predominantes en el medio influye de un modo distinto en el desarrollo de las plantas. A igualdad de potencial osmótico en el medio, las sales con predominio de cloruro son generalmente más tóxicas que las del sulfato. Entre los cationes, el Mg^{2+} , es más tóxico que el Ca^{2+} o el Na^{2+} . El mecanismo más común, por el que la salinidad altera la nutrición mineral de las plantas es por la interacción directa del Cl^- y el Na^+ sobre la absorción y translocación de nutrientes dentro de la planta. Uno de los primeros resultados que revelaron desequilibrios nutricionales en las plantas, como consecuencia de la presencia de los iones salinos, se alcanzaron en estudios de nutrición del Ca^{2+} . A su vez, numerosos estudios muestran que la concentración de K^+ en la planta, disminuye al aumentar la salinidad o la relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ en el medio.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La reducción en la absorción de K^+ en la planta por el Na^+ es un proceso competitivo. Aunque las plantas tienen una selectividad alta de K^+ respecto a Na^+ , cantidades elevadas de Na^+ pueden tener un efecto negativo sobre las plantas. Quizás por ello, a pesar de los numerosos estudios, que indican la disminución en la absorción y translocación de K^+ en las plantas cultivadas en sustratos donde predomina el Na^+ , hay pocos datos que demuestren que la adición de K^+ en dichas condiciones mejore el desarrollo de las plantas. Sin embargo, la disminución de la relación Na^+/Ca^{2+} por adición de Ca^{2+} a la solución nutritiva sí recupera eficazmente los niveles de K^+ intracelular, aumentando la tolerancia de la planta a la salinidad. Además de este desequilibrio iónico, una disminución de la concentración de NO_3^- en la planta en condiciones salinas, ha sido ampliamente documentado.

La evaluación de la salinidad del suelo se realiza por medida de la concentración de sales totales solubles a través de la conductividad eléctrica del extracto saturado del suelo (CEes) de la rizosfera. La tabla 1 muestra los criterios de salinidad para los suelos agrícolas según el United States Salinity Laboratory de Riverside (2006).

CE (ds.m ⁻¹)	Suelo	Respuesta de los rendimientos
0-2	Normal.	Suelos normales.
2-4	Ligeramente salino.	Quedan afectados los rendimientos de los cultivos muy sensibles.
4-8	Salino.	Quedan afectados los rendimientos de la mayoría de los cultivos.
8-16	Fuertemente salino.	Sólo se obtienen rendimientos aceptables en los cultivos tolerantes.
>16	Extremadamente salino.	Muy pocos cultivos dan rendimiento aceptable.

Tabla 1. Clasificación de los suelos agrícolas según salinidad.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La solución nutritiva a aplicar a un cultivo regado con agua salina pasa por una modificación o adaptación de esta, en función de los contenidos de sales que contiene, tales como Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} . Teniendo en cuenta también, que la salinidad en el suelo del cultivo puede incidir en un aumento de elementos de cambio como Na, K y Mg.

En general, las sales se mueven con el agua y se localizan en las zonas superficiales debido a los procesos de evaporación desde la superficie del suelo o bien son absorbidas por las raíces. El desplazamiento de las sales en el suelo está controlado por la tasa de flujo, característico del movimiento de humedad y de evaporación desde la superficie del suelo.

Las plantas pueden tolerar altos niveles de salinidad si existe un alto potencial mátrico en la rizosfera. El cual se puede conseguir con riegos frecuentes, manteniendo potenciales mátricos altos y mejorando las condiciones salinas del sistema radical.

El grado de acumulación de sales varía según el tipo de textura del suelo. Los suelos de textura media y fina tienen la ventaja sobre los suelos de textura gruesa de poseer una mayor capacidad de retención de agua y sales, pero la prevención de la acumulación de sales se ve dificultada por la baja permeabilidad que tienen. En suelos areno-limosos los cambios en el contenido de agua del suelo dan lugar a pequeñas variaciones en el potencial mátrico pero producen grandes incrementos de sales en la disolución del suelo (Cabezas, 2010).

Los efectos de la salinidad se podrían agrupar bajo tres aspectos diferentes:

- **Relaciones hídricas:** el primer efecto es el estrés hídrico. La planta no puede extraer agua del suelo al presentar la disolución del suelo una alta concentración de sales. La piel de la raíz actúa como una membrana semipermeable que en condiciones normales deja entrar el agua del suelo (el agua pasa del medio más concentrado hacia el menos para tratar de buscar un equilibrio; soluciones isotónicas) pero en los suelo salinos no ocurre así, sino a veces el efecto contrario, efecto conocido como plasmólisis. Como resultado gran parte del agua de un suelo salino no es absorbible por las plantas. En medios salinos (figura 1), aunque exista una humedad elevada, las plantas sufren estrés hídrico, se secan y acaban muriendo.

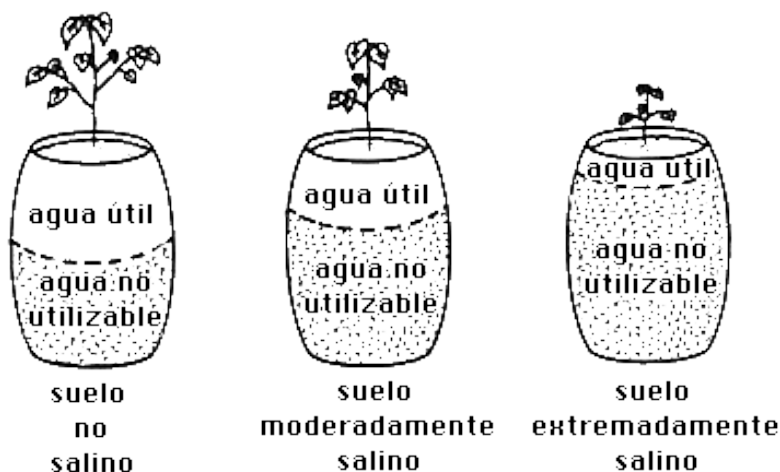


Figura 1. Clasificación del suelo en función de la salinidad.

- **Balance energético.** No obstante, esta teoría no describe completamente todos los efectos perjudiciales de la salinidad, ya que en ocasiones las plantas no sufren estrés hídrico sino que disminuyen considerablemente su altura. Para explicar este efecto, las plantas, al aumentar la presión osmótica de la solución del suelo, se ven obligadas a una adaptación osmótica de sus células para poder seguir absorbiendo agua; adaptación que requiere un consumo de energía que se hace a costa de un menor crecimiento.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La disminución del crecimiento se atribuye a que las sales afectan a la división celular, producen un engrosamiento prematuro de las paredes celulares y limitan el crecimiento de forma irreversible.

- **Nutrición.** En el aspecto nutricional, se produce una serie de modificaciones, debido, por un lado, a las variaciones de pH que afectan a la disponibilidad de los nutrientes, y por otro, a las interacciones ocasionadas por la presencia en exceso de determinados elementos. Tal sucede con los cloruros y nitratos y fosfatos, el calcio y el sodio o los del potasio y sodio. La dominancia de calcio provoca antagonismos, entre otros, sobre el potasio, magnesio, hierro, boro y zinc. Sin embargo, existen relaciones de sinergismo entre potasio e hierro y entre magnesio y fósforo.

Igualmente la presencia en exceso de ciertos iones puede provocar toxicidad, debido a su acumulación en distintas partes de las plantas, como pueden ser las semillas, los tallos y las hojas. Los más significativos, en este aspecto, son los cloruros, el sodio y el boro, afectando con mayor incidencia a los cultivos plurianuales.

Desde tiempos inmemorables la salinidad ha sido un problema para la agricultura. La superficie afectada en el mundo por la salinidad, se podría concretar en un billón de hectáreas, lo que representa un 7% de la extensión de tierra continental. Concretamente el sureste español, es una zona semiárida en la que se pueden encontrar grandes superficies de suelos afectados por la salinidad. En la actualidad, la salinidad es el factor medioambiental más importante que limita el establecimiento y productividad de las plantas. Además, este problema tiende a incrementarse como consecuencia del manejo inapropiado del riego, el uso de gran cantidad de fertilizantes y la falta de drenaje con la subsiguiente salinización de los suelos y de las aguas.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La salinidad produce efectos negativos sobre el crecimiento de las plantas por un doble motivo, por un lado tiene un efecto osmótico, provocando un estrés hídrico en la planta al disminuir el potencial hídrico del medio, y por otro lado un efecto específico, debido a la absorción de iones salinos específicos que pueden acumularse hasta concentraciones que lleguen a ser tóxicas y provocando la inducción de desequilibrios nutricionales (Edafología.ugr, 2013).

La lechuga es considerada una especie sensible a la salinidad, por lo que el rendimiento disminuye de forma notable con el exceso de sales en el medio Zapata *et al.* (2009) estudiaron el efecto de la adición de soluciones con concentraciones crecientes de NaCl sobre el desarrollo de 9 variedades de lechuga. La salinidad afectó, como cabría de esperar, al desarrollo de todas las variedades, pero siempre en mayor medida a la parte aérea que a la raíz, afectando, por tanto, a la relación parte aérea/raíz, tanto más cuanto más concentradas eran las soluciones aportadas. Al analizar la composición mineral de las distintas variedades se encontraron diferencias significativas entre ellas en cuanto a la acumulación de los distintos iones, sin embargo, estas diferencias no se han podido relacionar con el transporte de Na^+ o Cl^- a la parte aérea.

No obstante, la sensibilidad de la lechuga a la salinidad sí puede deberse a una incapacidad para regular el transporte de Na^+ y especialmente de Cl^- a la parte aérea, ya que en el mencionado estudio se produjo una acumulación muy acusada de ambos iones en la parte aérea en todas las variedades analizadas. Además, como han indicado otros autores en otras especies (Botella *et al.*, 1994), las altas concentraciones de Na^+ y Cl^- disminuyen la absorción de otros iones, y por otro lado, la acumulación excesiva de estos iones causa grandes problemas de toxicidad.

Hoy en día está generalmente aceptado que el Ca^{2+} juega un papel importante en la respuesta de las plantas a la salinidad, en estudios previos realizados por otros autores se ha visto como el aporte adicional de Ca^{2+} al medio mejoraba algún proceso que se deterioraba con la deficiencia de Ca^{2+} y se disminuía el efecto negativo de la salinidad (Laüchli y Schubert, 1989).

2.3. El sodio en el suelo.

La sodicidad o alcalinización se desarrolla cuando en la solución del suelo existe una concentración elevada de sales sódicas capaces de sufrir hidrólisis alcalina, de tipo carbonato y bicarbonato de sodio. Junto a estas sales de base fuerte NaOH y ácido débil (H_2CO_3), existen importantes cantidades de sales sódicas neutras carentes de propiedades alcalinizantes (principalmente cloruros y sulfatos) y sales de calcio y magnesio.

Un elevado contenido en Na^+ en la solución del suelo, en relación con el Ca^{2+} y Mg^{2+} , da lugar al incremento de este ión en el complejo de cambio, lo que provocaría, dada su baja densidad de carga (elevado radio de hidratación y baja carga), el aumento del espesor de la doble capa difusa, los efectos de repulsión entre los coloides y, con ellos, la dispersión de la arcilla y la solubilización de la materia orgánica.

Según varios autores la concentración de Na^+ frente al Ca^{2+} y Mg^{2+} en la solución del suelo ha de ser superior al valor límite del 70% para que el Na^+ pueda desplazar al Ca^{2+} y Mg^{2+} en el complejo de cambio, dada la menor energía de adsorción del sodio. Es generalmente admitido que para que el sodio juegue un importante papel en la evolución del suelo, es decir, para que se produzca la alcalinización, la concentración de sodio adsorbido frente a los otros cationes ha de superar el valor crítico del 15%, o sea $\text{Na/S} > 15\%$ (S = suma de todos los cationes adsorbidos).

En los suelos sódicos, es el sodio el que causa la toxicidad, que podemos centrar en tres vías distintas: efecto nocivo del sodio activo para el metabolismo y nutrición de las plantas; toxicidad debida a los bicarbonatos y otros iones; elevación del pH a valores extremos por acción del carbonato y bicarbonato sódicos.

De las sales solubles son los sulfatos los que menos toxicidad presentan. Las sales cloruradas son altamente tóxicas. Las sales sódicas presentan una toxicidad muy alta y además su efecto adverso se ve aumentado por el elevado pH que originan (9,5 a 10,5) (Edafología.ugr, 2013).

2.4. El nitrógeno.

Es un nutriente esencial para el crecimiento de los vegetales, ya que es un constituyente de todas las proteínas. Es absorbido por las raíces generalmente bajo las formas de NO_3^- y NH_4^+ . Su asimilación se diferencia en el hecho de que el ión nitrato se encuentra disuelto en la solución del suelo, mientras que gran parte del ión amonio está adsorbido sobre las superficies de las arcillas. El contenido de nitrógeno (N) en los suelos varia en un amplio espectro, pero valores normales para la capa arable son del 0,2 al 0,7%. Estos porcentajes tienden a disminuir acusadamente con la profundidad. El nitrógeno tiende a incrementarse al disminuir la temperatura de los suelos y al aumentar las precipitaciones atmosféricas.

Los aportes, transformaciones y pérdidas del nitrógeno en el suelo se esquematizan en el siguiente ciclo (figura 2).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

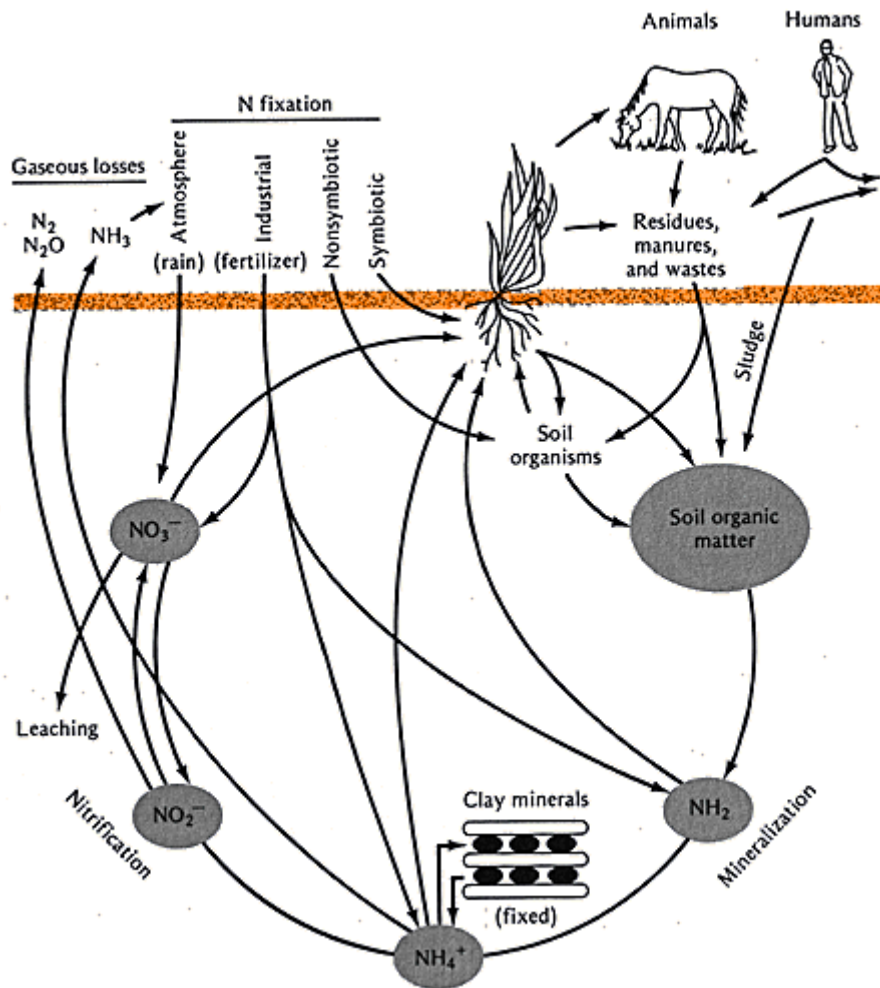


Figura 2. Ciclo del nitrógeno.

Como resultado en el suelo podemos encontrar nitrógeno orgánico (proteínico, ácidos nucleicos, azúcares,...) e inorgánico (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- ...). Siendo, generalmente, el orgánico el más abundante (85 al 95% son valores normales).

El nitrógeno asimilable procede de diversas fuentes y está sometido a pérdidas por diversos mecanismos.

Básicamente el ciclo del nitrógeno se compone de cuatro tipos de procesos:

1) Fijación del nitrógeno molecular.

Puede realizarse bajo diferentes vías:

- Fijación biológica simbiótica. El nitrógeno atmosférico es fijado por ciertos microorganismos en el suelo que actúan de manera simbiótica con las plantas (como plantas hospedadoras actúan, preferentemente, las leguminosas). El mecanismo es complejo, básicamente se admite que el N_2 es transformado a NO_3^- por la actividad de bacterias del género rhizobium y es incorporado a estos organismos bajo la forma de aminoácidos. En ausencia de fertilizantes, éste es el proceso esencial para el crecimiento de las plantas.
- Fijación biológica asimbiótica. Ciertos microorganismos pueden fijar nitrógeno sin recurrir a comportamientos simbióticos. Se trata de microorganismos heterótrofos frente al carbono y lo tienen que tomar de los azúcares, almidón, celulosas.... Son las bacterias heterótrofas, bacterias fotosintéticas y algas azules-verdes.
- Fijación no biológica. El nitrógeno puede ser arrastrado directamente al suelo por las aguas de lluvia. Representa una vía muy poco importante frente a la fijación biológica.

2) Nitrificación. Es el proceso correspondiente a la oxidación del ión amonio a nitrato. Se desarrolla en dos etapas. En un primer paso, el ión amonio es oxidado a nitrito (reacción catalizada por bacterias nitrosomas) y en la segunda fase el nitrito pasa a nitrato (por la acción de la bacteria nitrobacter).

- 3) Reducción del ión nitrato. En ausencia de oxígeno (suelos saturados en agua) el nitrato evoluciona a amonio, interviniendo en el proceso reductor las bacterias nitrato-reductasa, siendo el nitrato el que actúa de aceptor de electrones en la oxidación de la materia orgánica.
- 4) Desnitrificación. Es otro proceso de reducción del ión nitrato, pero esta vez a nitrógeno molecular. En suelos completamente saturados en agua se produce un empobrecimiento en oxígeno y algunos organismos anaeróbicos tienen capacidad de obtener el oxígeno de los nitratos y nitritos con liberación simultánea de nitrógeno y de óxido nitroso.

Inversamente el nitrógeno mineral puede ser utilizado por los microorganismos del suelo y ser transformado en nitrógeno orgánico. Esta transformación se llama inmovilización biológica (Edafología.ugr, 2013).

Según Cabezas (2010), la forma nítrica se encuentra como ión libre en disolución y se mueve libremente con el agua de percolación.

Los nitratos se ven afectados durante su transporte a través del subsuelo por un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que influyen en su movimiento, transformación y distribución. Entre estos están las reacciones de oxido-reducción (nitrificación y desnitrificación), los procesos de adsorción y absorción, la volatilización de amoníaco y la mineralización de compuestos nitrogenados.

Un factor que causa el movimiento del N en suelos de baja compactación es la rápida evacuación del agua en los macroporos. En este caso el aire sustituye el agua y causa más nitrificación en el suelo. El nitrato es altamente móvil y se suele acumular en la periferia del bulbo húmedo.

En caso contrario el NH_4^+ se encuentra fijado a los coloides del suelo y a la materia, y una pequeña parte en la disolución del suelo. El NH_4^+ es menos móvil en el suelo y gracias a esto tiene una gran ventaja respecto al nitrato, la cual es que tiene una tasa de pérdida de lixiviación muy baja. El incremento de la concentración de amonio en el medio edáfico permite una nutrición mixta amonio/nitrato, que en múltiples cultivos ha mostrado efectos productivos positivos.

2.5. El fósforo.

Es después del nitrógeno, el segundo elemento en importancia para el crecimiento de las plantas. La falta de fósforo (P) en el suelo, puede impedir que otros sean absorbidos por las plantas (las leguminosas necesitan determinada cantidad de fósforo para poder fijar nitrógeno) (Edafología.ugr, 2013).

Según Cabezas (2010), la forma disponible de fósforo en la mayor parte de la planta se encuentra cuando el pH está entre 6 y 7. A pH más alto, el fósforo puede precipitar con el calcio.

En la mayoría de los suelos naturales y agrícolas, la disponibilidad es mayor cerca de la superficie y disminuye con la profundidad. Por esta razón, se debe mejorar la capa superior del suelo para mejorar la adquisición de dicho elemento.

La eficiencia de la adquisición de fósforo se correlaciona con poca profundidad de las raíces basales, que mejora la proliferación de raíces en la superficie del suelo, y reduce la competencia para el fósforo entre las raíces de la misma planta, pero aumenta la competencia entre las raíces para el fósforo de las plantas vecinas.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El fósforo es el elemento nutritivo cuya aplicación en el agua de riego presenta los mayores problemas como: elevado coste, precipitaciones, etc. Su movilidad en el suelo es baja, sobre todo en suelos altamente fijadores de este elemento. Sin embargo, los estudios realizados en riego localizado muestran una movilidad muy superior de este elemento, comparable a la que se consigue con la incorporación de fósforo, mediante laboreo del suelo.

El fósforo a compactación baja se mueve bajo influencia gravitacional, sin embargo en suelos muy comprimidos se mueve por difusión precipitando en forma de fosfato de calcio.

Entre los nutrientes, el fósforo presenta la mayor variabilidad en la concentración tanto vertical como horizontal en el perfil del suelo. Los principales factores que influyen en su ritmo de difusión son los siguientes:

- Constante de solubilidad del fósforo: es una propiedad química intrínseca.
- Gradiente de concentración de fósforo entre dos puntos considerados.
- Distancia entre los puntos entre los que se realiza la difusión y tortuosidad del medio.
- Humedad: la difusión se realiza en medio acuoso, por lo que se transforma en un factor crítico.
- Temperatura: la difusión del fósforo aumenta con el incremento de la temperatura.

Bajo condiciones normales la distribución de fósforo en la zona radical no es uniforme ya que el fósforo aplicado normalmente se acumula en la superficie del suelo (figura 3). La movilidad del fósforo es mayor cuando se aplica en fertirrigación.

2.5.1. Formas de fósforo.

Desde el punto de vista químico el fósforo puede encontrarse como:

- Fósforo inorgánico.
- Fósforo orgánico.
- Fósforo adsorbido.
- Fósforo asimilable.

La disponibilidad está determinada por los siguientes factores:

- ❖ pH del suelo.
- ❖ Fe, Al, y Mn solubles.
- ❖ Presencia de minerales que contienen Fe, Al y Mn.
- ❖ Minerales de calcio y magnesio disponibles.
- ❖ Cantidad y descomposición de materia orgánica.
- ❖ Actividad de microorganismos.

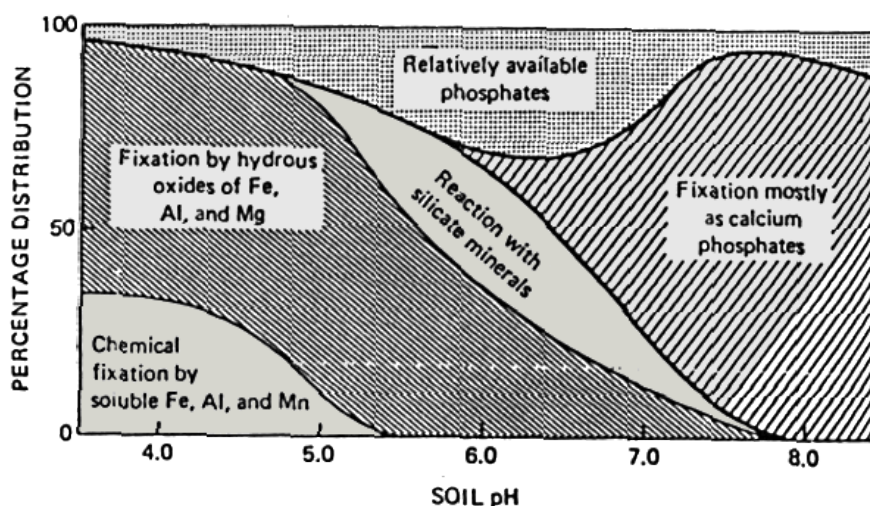


Figura 3. Distribución del fósforo en el suelo.

2.6. El potasio.

Atendiendo a la disponibilidad del potasio en el suelo, puede ser clasificado en:

✚ Potasio cambiante o asimilable: este potasio puede ser absorbido por las raíces de las plantas. Se presenta bajo dos formas:

- a) K rápidamente disponible en la solución del suelo.
- b) K lentamente disponible: adsorbido a la superficie del complejo arcillo húmico.

✚ Potasio no cambiante: fijado en el interior de las arcillas (ilitas) en forma no cambiante o que se libera muy lentamente a medida que el suelo se empobrece en potasio de cambio. También el contenido en los minerales de la roca madre, que se liberará a través de los procesos de meteorización.

Como todas las formas cambiantes, el potasio cambiante se encuentra en equilibrio con el potasio adsorbido y con el de la solución del suelo. El potasio asimilable está sometido a una serie de mecanismos que regulan su presencia en los suelos (Edafología.ugr, 2013).

2.6.1. Movilidad del potasio en el suelo.

Según Cabezas (2010) el potasio es un macronutriente que cumple funciones muy importantes en la fisiología de las plantas. Actúa a nivel del proceso de la fotosíntesis, en la traslocación de fotosintatos, síntesis de proteínas, activación de enzimas claves para varias funciones bioquímicas.

Asimismo una buena nutrición potásica aumenta la resistencia a condiciones adversas, como sequías o presencia de enfermedades. Su efecto sobre la calidad de la planta es variado, habiendo sido el más estudiado junto con el nitrógeno.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El ion procedente en el suelo suele ser el K^+ y se introduce a la planta por difusión e intercepción radical.

El potasio en el suelo depende de la textura y estructura del mismo. El movimiento en suelo arenoso y estructura constante es bajo. La absorción en el suelo está relacionada con la concentración de otros cationes, como es el caso del Mg^{2+} , por problemas de competencia iónica, en la cual son absorbidos con mayor facilidad y velocidad los que tienen una carga positiva que los que tienen mayor carga.

El potasio en los suelos minerales, tiene poca movilidad y queda fijado a los coloides. En suelos de textura media, el potasio tiene tendencia al movimiento en función del componente gravitacional, con clara posibilidad de percolación hacia horizontes más profundos.

En suelos arenosos es posible que se presenten movimientos verticales en el perfil y pérdidas por lixiviación.

El potasio es menos móvil que el nitrógeno pero bastante más móvil que el fósforo y su mal manejo puede provocar desplazamiento del mismo en profundidad.

2.7. Movilidad del calcio en el suelo.

El calcio juega un papel fundamental en la estructura del suelo siendo el catión que predomina en el complejo absorbente de un suelo que no sea ácido o que el aluminio sea el catión predominante. Cuando se presenta un suelo ácido, la recuperación del mismo se resuelve mediante la práctica conocida como encalado para reducir la acidez del suelo.

La mayor o menor cantidad de calcio se refleja en el grado de saturación de la arcilla, cuyo indicador es el pH del terreno.

2.8. Movilidad de magnesio en el suelo.

El magnesio es un elemento muy móvil en el suelo y llega hasta la raíz por difusión y por flujo de masas. La cantidad de magnesio que se mueve por difusión está relacionada con la intensidad del elemento en la solución del suelo, con las propiedades físicas (textura y porosidad), temperatura, humedad del suelo, pH y la capacidad de intercambio catiónico. Debido a la gran capa que se forma por la hidratación del ion de magnesio, la fijación con la que los iones de Mg están unidos a las superficies de intercambio (fuerzas de Coulomb-Lorentz) es relativamente poca y esto conduce a un alto peligro de que el Mg sea lavado, especialmente en suelos con baja capacidad de sorción/fijación y con valores de pH bajos.

Los suelos generalmente contienen menos Mg que Ca debido a que el Mg no es adsorbido tan fuertemente como el Ca por los coloides del suelo y puede perderse más fácilmente por lixiviación.

2.9. Influencia del pH del suelo en la asimilación de nutrientes.

Según Cabezas (2010), el rango en el que la totalidad de los nutrientes está en forma directamente asimilable para las plantas está entre 5 – 6,5. Por encima de pH 6,5 la formación de precipitados puede causar importantes problemas y por debajo de pH 5 puede verse deteriorado el sistema radical. Un pH alto favorece la liberación de iones K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} y Mn^{2+} del complejo de cambio y aumenta la solubilidad de sales de CO_3^{2-} , SO_4^{2-} y PO_4^{3-} . A pH inferior de 5,7 el suelo presenta bajo contenido en bases, por lo que puede presentar deficiencias de Ca, Mg, P, Mo ó B y provocar toxicidad por Mn, Zn, Al, Fe ó Ni. Un ejemplo del efecto del pH sobre la estabilidad de la forma iónica de P predominante es $H_2PO_4^-$, hay iguales proporciones de $H_2PO_4^-$ y HPO_4^{2-} . A pH 6,8 predomina HPO_4^{2-} y a pH superior a 6,8 predomina PO_4^{3-} . La facilidad con la que se absorben los iones fosfato disminuye al aumentar la carga, por lo que a pH alto se reduce la absorción.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

A pH alto también hay interferencias con la absorción de hierro y otros micronutrientes. Uno de los principales factores que afecta el pH de la rizosfera es la relación $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ de la disolución nutritiva, especialmente en sustratos inertes y en medios con bajo poder tamponador, como suelos muy arenosos.

En la figura 4 se puede ver cómo afecta el pH del suelo en la asimilación de nutrientes por las raíces de los cultivos.

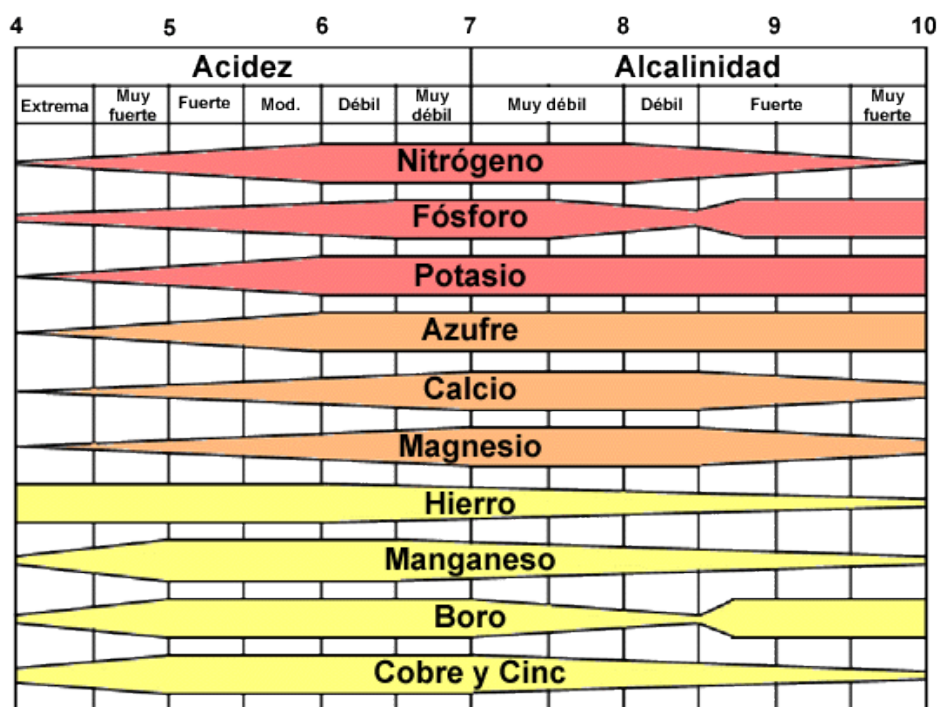


Figura 4. Diagrama de Troug.

2.10. Contaminación del suelo por metales pesados.

Un suelo contaminado es aquel que presenta cambios en sus características físicas, químicas o biológicas debido a la presencia de un elemento o compuesto a partir del cual se producen efectos desfavorables en él, causando daños directos e indirectos en el hombre y el ambiente (Jiménez, 1998).

Según Puga *et al.* (2006), el suelo es alterado como resultado de las actividades mineras. Una de las anomalías biogeoquímicas que se generan al momento de la extracción, es el aumento de la cantidad de microelementos en el suelo convirtiéndolos a niveles de macroelementos los cuales afectan negativamente la biota y calidad de suelo; estos afectan el número, diversidad y actividad de los organismos del suelo, inhibiendo la descomposición de la materia orgánica del suelo (Wong, 2003). Salomon (1995), comenta que los metales son tóxicos para los organismos vivos y son inhibidores de factores ecológicos afectando el crecimiento de las plantas.

El origen de los metales pesados en el suelo pueden ser geológico o antropogénico. El primero, se refiere a la presencia de los elementos en los minerales y rocas y a la distribución que estos tiene en la corteza terrestre. El segundo, se debe a las actividades productivas del sector agropecuario, industrial y al desarrollo urbano, que generan contaminantes que son depositados en ríos, suelos y sedimentos (Coker, 1983; Loué, 1988; Alloway, 1990).

Los suelos que quedan tras una explotación minera contienen todo tipo de materiales residuales, escombros estériles, entre otros, lo que representa graves problemas para el desarrollo de la cubierta vegetal, siendo sus características más notables las siguientes: clase textural desequilibrada, ausencia o baja presencia de la estructura edáfica, propiedades químicas anómalas, disminución o desequilibrio en el contenido de nutrientes fundamentales, ruptura de los ciclos biogeoquímicos, baja profundidad efectiva, dificultad de enraizamiento, baja capacidad de cambio, baja retención de agua y presencia de compuestos tóxicos (García y Dorronsoro, 2002).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Las características del suelo juegan un papel importante en reducir o aumentar la toxicidad de los metales en el suelo Colombo *et al.* (1998) comentan que la distribución de los metales pesados en los perfiles del suelo, así como su disponibilidad está controlada por parámetros como propiedades intrínsecas del metal y características de los suelos.

Los metales tienden a acumularse en la superficie del suelo quedando accesibles al consumo de las raíces de los cultivos (Baird, 1999). Las plantas cultivadas en suelos contaminados absorben en general más oligoelementos y la concentración de éstos en los tejidos vegetales está a menudo directamente relacionada con su abundancia en los suelos, y especialmente en la solución húmeda (Kabata-Pendias y Pendias, 2001). Gulson *et al.* (1996), mencionan que excesivas concentraciones de metales en el suelo podrían impactar la calidad de los alimentos, la seguridad de la producción de cultivos y la salud del medio ambiente, ya que estos se mueven a través de la cadena alimenticia vía consumo de plantas por animales y estos a su vez por humanos. Los metales acumulados en la superficie del suelo se reducen lentamente mediante la lixiviación, el consumo por las plantas y la erosión.

De acuerdo con el Plan Director para la Protección del Suelo se considera como suelo contaminado: *“aquél que ha sufrido un cambio en sus características físicas, químicas o biológicas que por su naturaleza, dimensión o duración en el tiempo resulte incompatible con sus propiedades funcionales de uso o suponga una amenaza grave para la salud pública o el medio ambiente”*. Los metales pesados constituyen uno de los grupos de contaminantes ambientales sujetos a una mayor investigación y preocupación, fundamentalmente debido a su movilidad y a las bajas concentraciones a las que comienzan a manifestar sus efectos tóxicos (Puga *et al.*, 2006).

2.10.1. Importancia del estudio de la contaminación de suelos.

El suelo es un componente ambiental que por su origen, formación y evolución no puede ser aislado de su entorno, representando, en la mayoría de ecosistemas terrestres, el medio físico-químico en el que se desarrolla la vida. Es frágil, de difícil y larga recuperación, y de extensión limitada. Por ello, un uso inadecuado del mismo puede contribuir a la degradación de este recurso natural no renovable a corto plazo.

De todo lo anterior se desprende que el concepto tradicional de degradación de suelos como pérdida o reducción del potencial productivo resulta en la actualidad insuficiente, pues existen otras formas de degradación que si bien no están orientadas hacia la producción, disminuyen la calidad medioambiental y, por tanto, la sostenibilidad de los sistemas. Una alternativa consiste en considerar como degradación cualquier cambio en las propiedades del suelo que ocasione una reducción en las funciones que el mismo puede desempeñar. Se puede hablar de diferentes tipos de degradación (física, química y/o biológica), según se produzca una alteración de dichas propiedades del suelo (Roca, 2012).

2.10.2. Fuentes de contaminación por metales pesados.

Se pueden distinguir diferentes fuentes de contaminación de los suelos por metales pesados dependiendo de su origen. En ocasiones, la propia naturaleza del material originario y su alteración son los responsables de la contaminación; en este caso, se denomina contaminación endógena. Otras veces los aportes contaminantes son externos, frecuentemente como resultado de actividades antropogénicas, denominándose contaminación exógena. La contaminación de origen natural es significativamente menos importante que la de origen antropogénico.

Otras causas que contribuyen a la contaminación del suelo por aporte directo, son el uso inadecuado de fertilizantes minerales y productos fitosanitarios, el vertido de los residuos que se generan (estiércol, purines, residuos sólidos urbanos, lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales), y la utilización de aguas de calidad inadecuada para uso agrícola. Los vertidos industriales o la implantación de vertederos donde se acumulan distintos tipos de residuos, son además otras fuentes importantes de contaminación por metales pesados (Roca, 2012).

2.10.3. Dinámica de los contaminantes en el suelo.

El suelo se ha convertido en un medio receptor de multitud de sustancias potencialmente contaminantes. Su condición de interfase entre la biosfera (biomasa terrestre, biomasa marina y hombre), la litosfera (corteza, suelo y sedimentos), la hidrosfera (agua dulce y agua de mar) y la atmósfera lo convierte en una “estación de tránsito” de los contaminantes, en la que pueden permanecer retenidos grandes períodos de tiempo (lo que aumenta la posibilidad de que puedan ser degradados y perder su naturaleza contaminante) o ser tan móviles que se incorporen a los demás medios y, de ahí, a las redes tróficas con los consecuentes problemas que ello acarrearía (Roca, 2012).

En la figura 5 se puede ver como interaccionan planta-animal-hombre-medioambiente.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

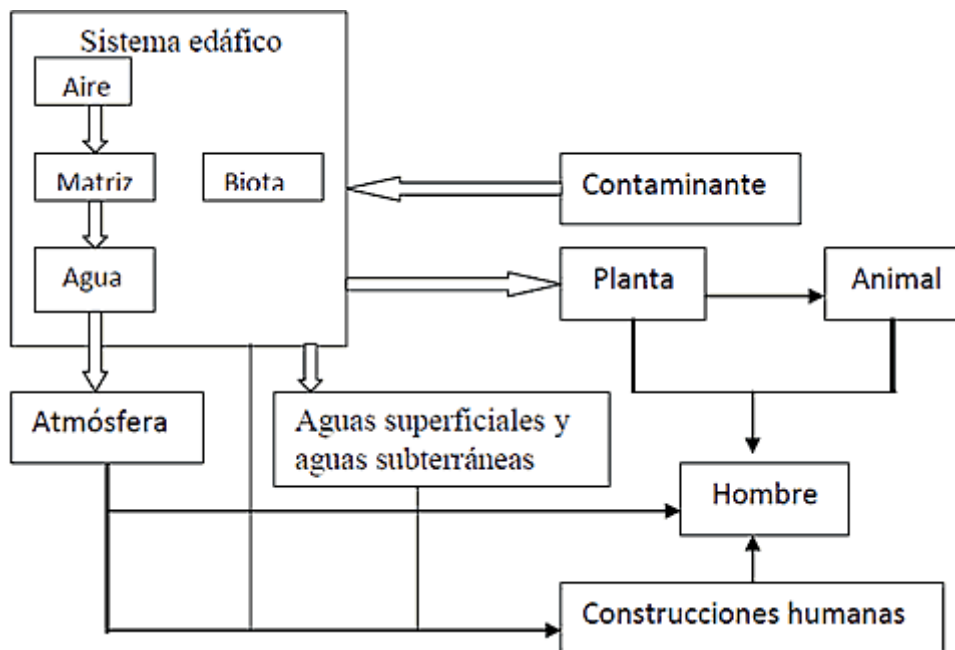


Figura 5. Dinámica de los contaminantes en el suelo.

2.10.4. Especiación de los contaminantes en el suelo.

Los contaminantes se diluyen más o menos rápidamente en los ríos o en el aire. Sin embargo, en los suelos tienden a acumularse. Por esta razón, el suelo actúa como un sumidero de la mayor parte de los contaminantes, incluidos los metales pesados.

La toxicidad de un agente contaminante no sólo va a depender de sí mismo sino también de las características del medio donde se encuentre de manera que la sensibilidad de los suelos a la agresión que tiene lugar por parte de los agentes contaminantes va a ser muy distinta dependiendo de una serie de características edáficas (Roca, 2012).

2.10.5. Formas de retención y disponibilidad de los metales en el suelo.

Los metales pesados pueden presentarse en el suelo bajo diferentes formas:

1. Solubles en la solución del suelo.
2. Como iones intercambiables de los coloides que integran el complejo de cambio.
3. Formando complejos con la materia orgánica.
4. Adsorbidos en los óxidos e hidróxidos de Fe, Mn y Al, sulfuros y fosfatos.
5. Como constituyentes de los minerales secundarios del suelo.

Los metales pesados son retenidos en los suelos de distintas formas, tal y como se indica en la tabla 2. A su vez, dichas formas de retención representan diferentes grados de disponibilidad relativa para las plantas (Roca, 2012).

Formas de retención en el suelo	Disponibilidad relativa
Ión en la disolución del suelo	Fácilmente disponible
Ión en complejo de intercambio orgánico o inorgánico	Disponible
Metales complejados o quelatados por compuestos orgánicos	Menos disponible
Metal precipitado o coprecipitado	Disponible sólo si ocurre un alteración química
Incorporado en la matriz biológica	Disponible después de la descomposición
Metal en la estructura mineral	Disponible después de la alteración mineral

Tabla 2. Formas químicas de los metales en el suelo y su disponibilidad relativa para las plantas.

2.10.6. Factores principales que afectan a la disponibilidad de los metales pesados.

Según Roca (2012), pH, textura, condiciones de óxido reducción, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, presencia de otros elementos y propiedades de los metales afectan a la disponibilidad de los metales pesados:

2.10.6.1. pH.

Es el principal factor de control de la disponibilidad de los metales para las plantas. La mayor parte de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido, ya que al producirse un descenso del mismo se mejora tanto la solubilidad de los metales como su absorción por las raíces de las plantas.

En algunos casos, suele ocurrir que un incremento del pH del suelo no provoca necesariamente una disminución en la disponibilidad de los metales como ocurre con el As, Mo, Se y Cr. De manera que, el pH es un parámetro importante para definir la movilidad del catión, debido a que en medios de pH moderadamente alcalino se produce la precipitación como hidróxidos. Sin embargo, en medios muy alcalinos estos hidróxidos pueden pasar de nuevo a la solución como hidroxicomplejos. Por otra parte, algunos metales como Se, V, As y Cr pueden estar en la disolución del suelo en forma de aniones solubles.

2.10.6.2. Textura.

Los suelos de textura fina proceden probablemente de minerales secundarios que se alteran con facilidad y que son generalmente la fuente principal de metales pesados. Los suelos de textura gruesa tienen minerales primarios como el cuarzo, con un bajo contenido en metales pesados.

2.10.6.3. Condiciones de óxido-reducción.

Muchos metales forman sulfuros relativamente insolubles en condiciones fuertemente reductoras. Éstos incluyen el Cd, Zn, Ni, Co, Cu y Pb. Otros metales como Fe y Mn pueden volverse más solubles en estas condiciones.

2.10.6.4. Materia orgánica.

La materia orgánica del suelo presenta una elevada afinidad por ciertos metales (Co, Cu, Mo, Ni, Pb y Zn), reaccionando con ellos e influyendo en su disponibilidad. La disponibilidad de los metales está generalmente asociada con la formación de complejos de los metales con las sustancias húmicas y con otros compuestos de elevado peso molecular. Los metales, una vez que forman estos complejos, pueden migrar más fácilmente a las capas profundas o mantenerse en la solución del suelo como complejos orgánicos solubles.

2.10.6.5. Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La CIC, función del contenido y naturaleza de la arcilla y materia orgánica del suelo, controla también la disponibilidad de los metales. En general, un incremento en la CIC produce un aumento en el tiempo en que estos metales se encuentran disponibles para las plantas dado que aumenta la capacidad del suelo de fijar metales.

2.10.6.6. Presencia de otros elementos.

Algunos metales influyen sobre la disponibilidad de otros (por ejemplo, Cd/Zn). La concentración de Zn puede influir sobre la absorción de Cd por las plantas debido a que ambos elementos tienen una estructura iónica similar.

2.10.6.7. Propiedades de los metales.

Tales como el potencial iónico de los mismos, la electronegatividad, las condiciones de hidratación y la valencia de los metales en cuestión.

2.10.7. Comportamiento de los metales en el sistema suelo-planta.

El sistema suelo-planta se considera un sistema abierto, que se encuentra sujeto a aportes, tales como contaminantes, fertilizantes y pesticidas, y también a pérdidas, mediante lixiviación, erosión o volatilización.

La incorporación de los metales pesados por las plantas se produce fundamentalmente desde el suelo, a través de las raíces, y está influenciada por varios factores entre los que destacan el tipo de suelo, la temperatura, pH, aireación, condiciones redox y fertilización, la especie vegetal, el momento del desarrollo y el sistema radical, entre otros. Aparte de la absorción que tiene lugar por medio de las raíces, las plantas también pueden incorporar cantidades significativas de algunos elementos a través de la absorción foliar. Una vez que los iones metálicos han sido absorbidos, pueden moverse por toda la planta. Este movimiento depende del tipo de metal, del órgano de la planta y de su edad. En general, la proporción en que los elementos son movilizados en el interior de las plantas disminuye conforme al siguiente orden: Cd>B>Zn>Cu>Pb (Roca, 2012).

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

1. Quedar retenidos en la solución del suelo o bien, fijados por adsorción, complejación y/o precipitación.
2. Ser absorbidos por las plantas e incorporarse a las cadenas tróficas.
3. Pasar a la atmósfera por volatilización.
4. Movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Cuando un contaminante se incorpora al suelo desencadenarse una serie de procesos físicos, químicos o biológicos que condicionan los efectos que éste puede causar no sólo sobre el sistema suelo sino también sobre el resto de compartimentos ambientales y, sobre la cadena trófica.

Para valorar el impacto ambiental de la contaminación en el sistema suelo-planta se deben conocer las características del contaminante, del medio receptor y su entorno y, los modelos que rigen el comportamiento del contaminante y su transferencia a las plantas (figura 6).

Una vez incorporado el contaminante, éste puede verse influenciado por procesos tales como transformación, retención y transporte.

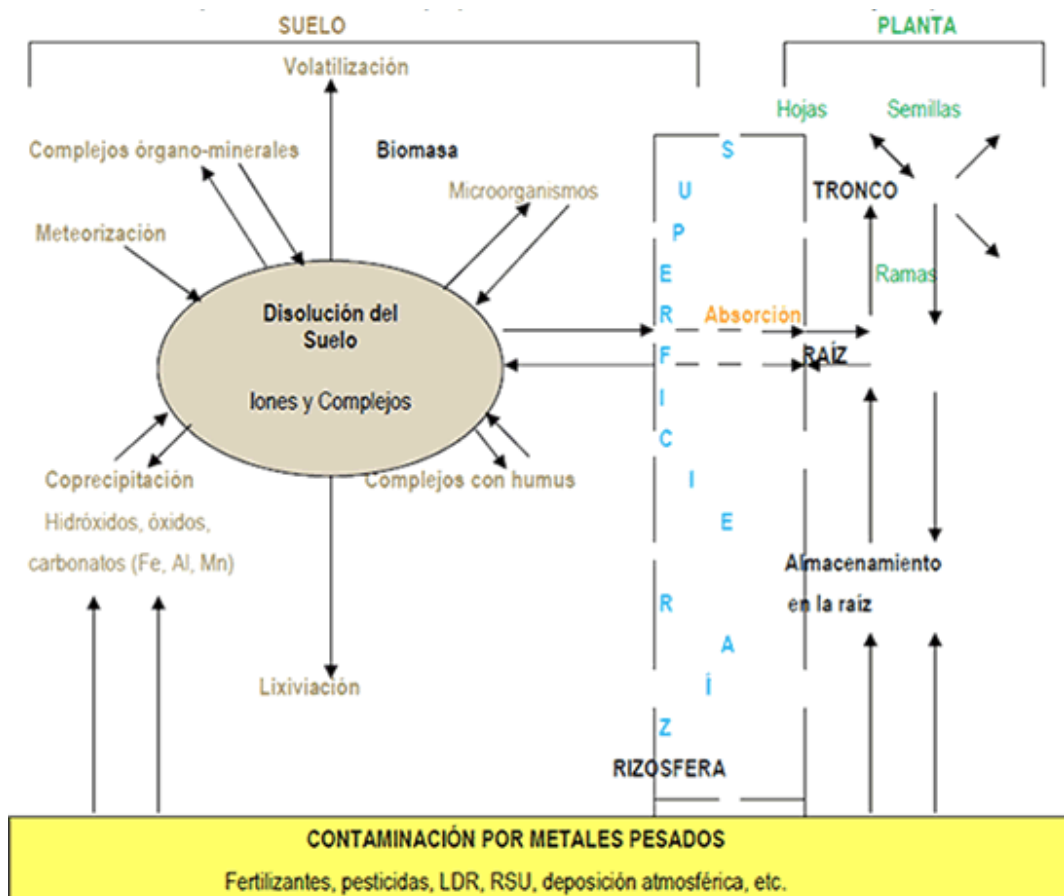


Figura 6. Dinámica de los metales pesados en el sistema suelo-planta.

2.10.8. Umbrales de contaminación-edáfica.

Las aportaciones de residuos de origen industrial, urbano o agrícola pueden ser optimizadas teniendo en cuenta que el suelo puede actuar como filtro y reactor mediante procesos físico-químicos y biológicos. Sin embargo, al considerar el suelo como receptor de residuos hay que reconocer que su capacidad de aceptación no es ilimitada.

De forma que, las prácticas agrícolas habituales como la utilización agrícola de compost y lodos de depuradora, han determinado que en diferentes países como Holanda y determinados organismos oficiales, pusiesen a punto una legislación basada en valores de referencia máximos de contenido en metales pesados que podrían alcanzarse en los suelos, de modo que por encima de estos umbrales se puede considerar que existe contaminación.

Posteriormente a su puesta en funcionamiento, se puso de manifiesto que las normas basadas en umbrales o límites, independientemente del tipo de suelo, no son generalmente eficaces. Esto se debe a que la movilidad o biodisponibilidad de los elementos del suelo depende de sus características como, por ejemplo, el pH o la materia orgánica, así como de las condiciones climáticas. Por tanto, actualmente se admite la necesidad de tener en cuenta el tipo de suelo receptor o algunas de sus características para establecer umbrales de referencia en relación con la contaminación por sustancias como los metales pesados u otros compuestos de naturaleza inorgánica y orgánica. Como consecuencia, más recientemente, se ha establecido la necesidad de conocer los valores de fondo que son independientes de las prácticas agrícolas, por lo que se deben medir en suelos naturales (Roca, 2012).

2.10.9. Efectos desfavorables de la contaminación.

La contaminación puede definirse como el aporte de un elemento o de un compuesto químico desde el exterior del lugar, que provoca un aumento respecto a la concentración inicial, lo que produce efectos desfavorables, tanto por su acción desactivadora, como si provocan un aumento excesivo de la actividad. Los contaminantes provocan, por lo general, efectos negativos sobre el medio ambiente que pueden actuar directa o indirectamente sobre el sistema suelo. A continuación, se describen algunos de los efectos de la contaminación. (Infoagro, 2013).

Efectos directos sobre los suelos:

- Disminución cualitativa y cuantitativa del crecimiento normal de las poblaciones de microorganismos y la fauna del suelo o bien, alteración de su diversidad, lo que aumenta la fragilidad del sistema.
- Disminución del rendimiento de las cosechas.
- Cambios en la composición de los productos, con riesgo para la salud de los consumidores, al entrar determinados elementos en la cadena trófica.

Efectos indirectos sobre los suelos:

- Contaminación de las aguas superficiales y freáticas por procesos de transferencia. Se alcanzan concentraciones superiores a las consideradas aceptables.
- Variación de la disponibilidad de elementos a largo plazo en los suelos, como consecuencia de cambios en las propiedades físico-químicas de los mismos.
- Reducción de la fertilidad del suelo, al disminuir la flora y fauna del mismo.
- Modificación de la estructura del suelo debido a la pérdida de fertilidad del mismo.

2.11. Eficacia de enmiendas sobre suelos contaminados por arsénico.

Los problemas de contaminación en suelos y acuíferos se asocian a las actividades mineras (Lottermoser, 2003; Romero *et al.*, 2007). El abandono gradual de las minas y la falta de medidas de seguridad han incrementado el riesgo de contaminación a zonas no afectadas directamente por las actividades mineras.

Pueden utilizarse diferentes técnicas para enmendar el suelo contaminado. Se pueden implantar técnicas de inmovilización en la reducción de la disponibilidad y de la actividad de los elementos traza, pero no en la eliminación de los contaminantes del suelo. Estas técnicas se basan en la adición de modificaciones apropiadas para acelerar los procesos naturales del suelo, con el fin de disminuir la movilidad y la biodisponibilidad de los elementos tóxicos (Bolan *et al.*, 2003).

Se han incorporado numerosas modificaciones en los suelos contaminados con metales para inmovilizar los contaminantes. Estas enmiendas incluyen adiciones individuales de cal (Derome, 2009; González-Alcaraz *et al.*, 2011), fosfatos (Melamed *et al.*, 2003; Brown *et al.*, 2005), óxidos de hierro (Ford, 2002; Trivedi y Axe, 2001; Hartley y Lepp, 2008), materiales orgánicos (Walker *et al.*, 2004; Schwab *et al.*, 2007), residuos industriales, tales como barro rojo (Gupta y Sharma, 2002; Garau *et al.*, 2011), y biosólidos municipales (Brown *et al.*, 2003; Torri y Lavado, 2008), y las combinaciones de modificaciones, que incluyen materiales orgánicos (Alvarenga *et al.*, 2008; Farrell *et al.*, 2010), compost y encalado (Gadepalle *et al.*, 2008).

En algunos casos, la modificación puede ser eficaz en la inmovilización de un contaminante, pero puede aumentar la movilidad de los otros (Hartley *et al.*, 2004). En otros casos, la eficacia de la adición de dos modificaciones juntas se reduce con respecto a cuándo se utiliza cada modificación individual (Grafe *et al.*, 2002).

Por otra parte, muchos estudios sirven para analizar la eficacia de técnicas de inmovilización en condiciones ambientales mediante la medición de la solubilidad y biodisponibilidad de elementos traza en el suelo (Davis *et al.*, 1999., Gray *et al.*, 2006., Fernández y Barba, 2010). En otros casos, la eficacia de las modificaciones se estudia mediante el análisis de lixiviados (Hartley *et al.*, 2007; Simón *et al.*, 2010). Sin embargo, muy pocos estudios han analizado conjuntamente los lixiviados y el agua de poro (González *et al.*, 2011), a pesar de que la composición química de ambas soluciones suelen estar relacionadas.

Por lo tanto, la disminución de las concentraciones de elementos traza en agua de poro puede estar relacionada con la inmovilización, pero no a una extracción superior a través de lixiviación. En este caso, la mejora de las propiedades del suelo implica la difusión de contaminantes a través de la escorrentía superficial y drenaje en el suelo y puede resultar en la contaminación tanto de los ecosistemas circundantes y las aguas subterráneas.

2.12. Lodos de depuradora como enmienda.

En el proceso de depuración de las aguas residuales urbanas, además de obtenerse agua depurada de posible uso para el riego agrícola, se genera una cantidad considerable (70-100 g de materia seca/personal día) de unos subproductos orgánicos que se denominan lodos, fangos o biosólidos.

La aprobación de la Directiva Comunitaria 91/271/CEE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas constituyó un hito medioambiental de gran trascendencia, ya que obligó a que los países miembros de la Unión Europea (UE) acelerasen el ritmo de construcción de estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) a través de los respectivos Planes de Saneamiento, actuaciones que han contribuido de forma sustancial a la mejora de la calidad de las aguas de los ríos, lagos, mares, etc., de nuestro entorno geográfico. Pero, también han acrecentado de forma inusitada la cantidad de lodos de depuración generados en todas las regiones y países de la Unión Europea.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Los numerosos trabajos sobre caracterización química de los lodos de depuración han puesto de manifiesto que estos subproductos contienen unos elementos con acción positiva: la materia orgánica y los nutrientes esenciales para las plantas, principalmente, nitrógeno y fósforo; y otros, con efectos potenciales negativos: los metales pesados potencialmente tóxicos, los compuestos orgánicos de difícil degradación, las sales solubles, etc.

A tenor de las características de los lodos de depuración, el aprovechamiento de estos subproductos orgánicos como abono organomineral en los suelos agrícolas es considerado por la mayor parte de la comunidad científico-técnica como la alternativa más ecológica para la eliminación de estos biosólidos, ya que mediante esta opción se puede lograr el reciclado de los recursos (materia orgánica y elementos fertilizantes), con los subsiguientes efectos beneficiosos: mejora de la fertilidad de los suelos, ahorro de fertilizantes minerales, disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂).

El aprovechamiento de los biosólidos como abono agrícola puede contribuir a: mitigar el calentamiento global, disminuir el consumo de petróleo necesario para la fabricación de fertilizantes sintéticos y reducir las necesidades de otras materias primas no renovables como los fosfatos naturales. Asimismo, los productores agrícolas resultarán beneficiados de forma explícita a través de un aumento en la capacidad productiva de los suelos y una disminución de los costes de cultivo.

No obstante, para evitar los posibles riesgos sanitarios y medioambientales que pueden generar los lodos de depuradora en los suelos agrícolas, es preceptivo seguir las indicaciones establecidas en el Real Decreto 1310/1990, que es la transposición en nuestro país de la Directiva del Consejo 86/278/CEE relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos agrícolas. En las zonas vulnerables a contaminación por nitratos es necesario también tener en cuenta el Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias (Bayo *et al.*, 2010).

2.12.1. Características de los lodos de depuradora.

Según Polo *et al.* (1997) entre un 90 y 99% de la masa que compone los lodos de depuradora crudos, es decir, tal y como salen del tratamiento recibido por las aguas residuales, es agua; este valor desciende hasta un 60-85% en función del tratamiento recibido por los mismos en la línea de lodos de la estación depuradora.

De los elementos sólidos, un 40 a un 70% es de naturaleza orgánica, siendo aquí donde reside el interés fundamental de estos residuos como enmienda de suelos, ya que pueden influir en sus propiedades físicas, químicas y biológicas, contribuyendo de forma global al mantenimiento y mejora de su capacidad productiva.

La porosidad, estado de agregación de las partículas y densidad, entre otras características, son mejoradas cuando materia orgánica al horizonte superficial de un suelo y, de forma indirecta, la capacidad de retención de agua y transmisión de la misma a lo largo de todo el perfil. Asimismo, la materia orgánica constituye una fuente y reserva importante de nutrientes, que se libera de forma progresiva con la descomposición de la misma, asegurando un aporte continuo para la cubierta vegetal. Otras propiedades que pueden verse modificadas son pH, capacidad de intercambio catiónico y potencial rédox.

La mayoría de los lodos de depuradora que se usan en agricultura han sufrido algún proceso de estabilización previo, por lo que su tasa de descomposición en el suelo puede ser más lenta que la de otros residuos de cosecha (restos de cosecha, etc), obteniéndose un incremento más duradero de la fracción orgánica de aquel.

Los nutrientes presentes en los lodos de depuradora están ligados a la materia orgánica que estos contienen, y son nitrógeno, fósforo y, en menor medida, potasio.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El nitrógeno aparece en forma orgánica e inorgánica, predominando la primera, si bien en caso de que los lodos sufran un proceso de digestión, parte de la fracción orgánica se transforma, sobre todo, en nitrógeno amoniacal, el cual se pierde fácilmente por volatilización si los lodos no son incorporados de forma inmediata. Las transformaciones que este elemento aportado con los lodos sufre en el suelo cubren todo el ciclo del nitrógeno. Por otra parte, el nitrógeno mineralizado a partir de la descomposición de la materia orgánica pueda pasar a formas asimilables por la planta durante varios años tras la aplicación del residuo.

El fósforo se encuentra asimismo en ambas formas, siendo orgánico mayoritariamente y existiendo una gran variabilidad de la proporción entre ambas. El suelo puede fijar cantidades sustanciales de este elemento, limitando su movimiento vertical aun cuando se apliquen cantidades elevadas de lodos. Sin embargo, las condiciones del suelo puede incrementar esta inmovilización hasta el punto de que la mayor parte del fósforo presente en los lodos permanezca, formando compuestos no disponibles para la planta; estos altos niveles de fósforo en el horizonte superficial podrían provocar la contaminación de las aguas de escorrentía por erosión y arrastre de sedimentos.

En lo que respecta al potasio, el contenido del mismo en los lodos es relativamente pequeño, por lo que incluso dosis elevadas pueden resultar insuficientes a la hora de reponer las reservas de este elemento en el suelo.

Además, en los lodos de depuradora aparecen cantidades apreciables de calcio, magnesio y sodio. Los dos primeros son nutrientes necesarios para las plantas y actúan sobre el equilibrio del pH del suelo. Esto es particularmente importante en suelos agrícolas ácidos y en terrenos que fueron antiguas explotaciones mineras.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

En cuanto al sodio, aunque su valor nutritivo es escaso, su importancia radica en su intervención en reacciones químicas que ocurren en el suelo. Este catión puede desplazar nutrientes para la planta en suelos ricos en arcilla y humus. Un exceso de sodio deteriora la estructura del suelo a la par que puede elevar la salinidad del medio, con el consiguiente riesgo para la flora y fauna del mismo. No obstante, las cantidades presentes en los lodos de depuradora no suelen limitar la dosis de aplicación en suelos, por lo que no son de esperar deterioros asociados a la presencia de este catión.

También cabe destacar la posible mejora de la capacidad de intercambio catiónico del suelo a partir de la incorporación de los lodos de depuradora, por el incremento del potencial de retención de nutrientes que ello representa.

El otro grupo de elementos importantes a la hora de evaluar la aptitud agronómica de los lodos de depuradora lo constituyen los metales pesados, debido a su posible acumulación, tanto en el suelo como en los tejidos vegetales de las plantas, quedando así incluidos en la cadena trófica con el consiguiente riesgo para la salud humana.

2.12.2. Composición de los lodos de depuradora.

En la tabla 3 se muestran los elementos de los que se componen los lodos de depuradora (Olalla y Díaz, 1999).

ELEMENTO	INTERVALO	MEDIA
Nitrógeno (%)	0,1-17,6	3,90
Fosforo (%)	0,1-14,3	2,50
Potasio (%)	0,02-2,64	0,40
Calcio (%)	0,1-25	4,90
Magnesio (%)	0,03-1,97	0,54
Sodio (%)	0,01-3,07	0,57
Azufre (%)	0,60-1,5	1,10
Hierro (ppm)	1000-153000	13000
Cinc (ppm)	101-27800	2790
Manganeso (ppm)	18-7100	380
Cobre (ppm)	84-10400	1210
Boro (ppm)	4-760	77
Molibdeno (ppm)	5-39	28
pH	5,3-11,7	7
C Org. (%)	6,5-48	31

Tabla 3. Composición de los lodos de depuradora.

2.12.3. Efectos de la aplicación de lodos de depuradora compostados sobre la composición química del suelo.

2.12.3.1. Efectos sobre el pH.

Según Aguilar *et al.* (2003), parece claro que las enmiendas orgánicas tienden a elevar el pH de los suelos receptores cuando se aplican a suelos ácidos (He *et al.*, 1992; Cavallaro *et al.*, 1993). Cuando el suelo receptor es básico o ligeramente calcáreo, hay autores que no observan cambios en el pH debido a la aplicación de enmiendas orgánicas (Gupta *et al.*, 1975; King *et al.*, 1977; Murillo *et al.*, 1989).

Existen disminuciones de pH en el horizonte más superficial (0-15 cm) donde se aplicaron lodos compostados aunque no son diferencias estadísticamente significativas. La ligera acidificación del medio está justificada por la mineralización de la materia orgánica con liberación de CO₂ y ácidos orgánicos, y por los procesos de nitrificación del amonio con liberación de hidrogeniones (Díaz-Burgos, 1990; Beloso, 1991).

2.12.3.2. Efectos sobre la conductividad eléctrica (CE).

La incorporación de residuos orgánicos al suelo ocasiona aumentos en la CE del mismo, especialmente cuando se utilizan dosis altas (Gallardo-Lara y Nogales, 1987; Genevini *et al.*, 1991; Bernal *et al.*, 1992; Hernández *et al.*, 1992; Climent *et al.*, 1996). La acumulación de sales aportadas por los lodos de depuradora puede tener un especial interés en zonas semiáridas donde el efecto de lavado por lluvias es escaso.

La acumulación de sales se produce en los horizontes superficiales (0-15 y 15-30 cm) encontrándose diferencias significativas ($p < 0,05$) que pueden ser debidas a una escasez de precipitaciones.

En general puede decirse que aquellos suelos a los que se le aplican lodos de depuradora compostados reducen su CE en todo el perfil del suelo, aunque se acentúa más en aquellos horizontes más superficiales (Aguilar *et al.*, 2003).

2.12.3.3. Efectos sobre la materia orgánica.

El uso de residuos orgánicos en agricultura mantiene unos niveles de materia orgánica mayores que la fertilización inorgánica (Burgos *et al.*, 2001). Este hecho es especialmente importante en Andalucía donde los niveles de materia orgánica en suelos agrícolas son normalmente inferiores al 1% (Costa *et al.*, 1991).

En el horizonte superficial (0-15 cm) los contenidos de materia orgánica son siempre muy superiores donde hay un tratamiento con lodos.

En los horizontes más profundos (15-30 y 30-45 cm) los contenidos de materia orgánica en el suelo no presentan diferencias significativas, aunque se pueden observar pequeños aumentos de este elemento en el horizonte de 15 a 30 cm debidos a procesos de migración de materia orgánica a horizontes inferiores (Hernández, 1989).

En un suelo con una densidad aparente de $1,2 \text{ Mg m}^{-3}$ y en el que no hubiese mineralización, podríamos obtener aumentos de materia orgánica anuales de 0,27% con la simple incorporación de 20 Mg ha^{-1} , en los 15 cm superficiales, de un lodo compostado con un contenido medio del 30% de materia orgánica.

La aplicación de residuos orgánicos al suelo por lo general hace aumentar los niveles de materia orgánica (Madejón, 1996). Hay numerosos trabajos en los que se obtienen aumentos de materia orgánica en el suelo tras la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos (Lax *et al.*, 1990; Aguilar y González, 1998; Burgos *et al.*, 1998) obtienen aumentos significativos. Delgado *et al.* (2001), obtuvieron aumentos del 0,19% tras la aplicación de 8 Mg ha^{-1} de compost de lodos de depuradora.

2.12.3.4. Efectos sobre el contenido de nitrógeno orgánico.

Los contenidos de nitrógeno orgánico presentan un comportamiento similar al mostrado por la materia orgánica, aunque Aguilar *et al.* (2003), sólo han obtenido diferencias significativas ($p < 0,05$) en el año 2001, en el horizonte de 0 a 15 cm.

2.12.3.5. Efectos sobre el contenido de fósforo disponible.

Entre el 65 y el 85% de fósforo aportado por los lodos compostados de depuradora se encuentra en formas inorgánicas absorbido en óxidos e hidróxidos de hierro, aluminio o calcio o formando fosfatos insolubles de metales pesados. El resto del fósforo contenido en el residuo está en forma orgánica, por tanto debe sufrir un proceso de mineralización antes de pasar a formas asimilables por los cultivos. Se considera que este fósforo orgánico se mineraliza a concentraciones superiores al 0,3% (Dalal, 1977) y a relaciones carbono-fósforo (C/P) inferiores a 200, aspectos ambos que cumplen los lodos de depuradora compostados utilizados en los ensayos.

2.12.3.6. Efectos sobre el contenido de potasio disponible.

La cantidad de potasio aportado por el lodo no es muy importante. Este hecho ha sido ya puesto de manifiesto por otros autores que emplearon lodos de depuradora como enmienda orgánica (Canet *et al.*, 1996; Polo, 1997).

2.12.3.7. Efectos sobre la CIC y bases de intercambio.

El aumento de la capacidad de intercambio catiónico está relacionado, además de con la cantidad, con la calidad de la materia orgánica del suelo (Harada e Inoko, 1975; Duchaufour, 1984). Piccolo *et al.* (1992) notaron incrementos en la capacidad de intercambio catiónico de un suelo tras la aplicación de lodos compostados de depuradora, observando una correlación positiva entre ese aumento y la fracción humificada de carbono en el suelo.

Hortensine y Rothwell (1968), obtuvieron aumentos apreciables de la capacidad de intercambio catiónico en un suelo arenoso con dosis de residuos sólidos urbanos compostados muy altas (entre 128 y 512 Mg ha⁻¹), mientras que a dosis menores (entre 8 y 32 Mg ha⁻¹) no registraron diferencias. Polo (1997), observó aumentos en la capacidad de intercambio catiónico de un suelo franco enmendado con lodos deshidratados de depuradora únicamente con la dosis más alta de 80 Mg ha⁻¹.

En el caso del potasio intercambiable, Hortensine y Rothwell (1968) tampoco observaron diferencias achacables a la aplicación de lodos de depuradora entre los tratamientos. Los contenidos de este nutriente en los lodos de depuradora son muy pequeños, aunque como en todos los residuos orgánicos compostados está fácilmente disponible (Mustin, 1987; Hernando *et al.*, 1989).

Al igual que en caso del calcio y magnesio, los contenidos inicial muy altos de potasio en el suelo pueden propiciar la ausencia de incrementos de los contenidos de potasio intercambiable en los tratamientos con la aplicación de lodos compostados (Aguilar *et al.*, 2003).

2.12.3.8. Efectos sobre los metales pesados en el suelo.

El término “metal pesado” suele definirse como metales cuyo peso específico supera los 5 g cm⁻³ o que tienen un número atómico por encima de 20 (Barceló y Poschenrieder, 1990; Breckle, 1991). De entre los considerados metales pesados hay algunos que son nutrientes esenciales en las plantas (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni), otros que son beneficiosos en determinadas circunstancias (Cr, V, Ti) y otros que no se considera que tengan funciones en los seres vivos (Cd, Hg, Pb) (Barceló y Poschenrieder, 1989).

2.13. Lodos de depuradora calcinados como enmienda.

En el proceso de depuración de aguas residuales, se genera como subproducto un fango o lodo. En algunas plantas se destina a otros usos y en otros se opta por la incineración de dichos lodos en un horno de lecho fluidizado. Esta solución reduce a la tercera parte el volumen de los residuos generados, dejando un residuo más manejable (Hidalgo *et al.*, 1997).

2.13.1. Caracterización física y química de las cenizas.

Según Hidalgo *et al.* (1997), de cara a la utilización de las cenizas como enmendante agrícola, es necesaria la determinación de la concentración de metales pesados (Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Fe y Mn). No existe en España una legislación específica para cenizas de lodos, aunque como dato orientativo, si se regula la adición de metales pesados en fangos al suelo agrícola, R.D. 1310/1990 de 29 de octubre, quedando los niveles de metales pesados de las cenizas, por debajo de los límites impuestos a los lodos.

También se regulan los valores extremos, para las cantidades máximas anuales de metales pesados que se pueden introducir en el suelo (tablas 4 y 5).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

VALORES LÍMITE (ppm)			
Parámetro	Suelos con ph < 7	Suelos con ph > 7	Cenizas
Cadmio	20	40	4,8
Cobre	100	175	85
Níquel	300	400	29,3
Plomo	750	1200	Inapreciable
Zinc	2500	4000	769
Mercurio	16	25	Inapreciable
Cromo	1000	1500	49

Tabla 4. Valores límites de metales pesados en lodos destinados a utilización agraria.

PARÁMETROS	VALORES LÍMITE (kg ha⁻¹año⁻¹)
Cadmio	0,15
Cobre	12,0
Níquel	3,0
Plomo	15,0
Zinc	30,0
Mercurio	0.10
Cromo	3,0

Tabla 5. Valores extremos para cantidades anuales de metales pesados en el suelo.

2.13.2. Aprovechamiento de las cenizas como enmendante agrícola.

2.13.2.1. Efecto de la adición de cenizas sobre las propiedades mecánicas del suelo.

2.13.2.1.1. Efecto sobre la friabilidad del suelo.

El esfuerzo mecánico del suelo es importante tanto desde el punto de vista del crecimiento de las raíces y del cultivo. Es importante conocer la magnitud y la distribución del esfuerzo de los agregados, así como la variación del esfuerzo con el tamaño de los agregados y el tipo de suelo. Un parámetro que puede servir para caracterizar de alguna manera el esfuerzo mecánico es la friabilidad, definida como la tendencia de la masa de suelo libre de romperse y desmoronarse libremente bajo la aplicación de condiciones de stress, en pequeños fragmentos, agregados y partículas de suelo individuales. El resultado de aplicar cenizas al suelo es que aumenta su friabilidad, lo que favorece la facilidad del suelo para ser trabajado, así como de esta manera una mejor preparación del lecho de siembra y una mejor nascencia de la semilla (Hidalgo *et al.*, 1997).

2.13.2.1.2. Efecto sobre la resistencia a la penetración.

Las raíces son la fuente de abastecimiento de agua y nutrientes minerales necesarios para el desarrollo de la planta. En la mayoría de suelos y climas, el sistema radical está cercano a la superficie, donde se concentran la mayoría de nutrientes minerales.

Se presentan muchas dificultades para el estudio de la resistencia al crecimiento de las raíces en el suelo, debido a la heterogeneidad del mismo y sus efectos sobre el aire atrapado, y el aporte de agua y nutrientes. En el suelo se observa una disminución importante del índice de cono, cuando el suelo está seco, a medida que aumenta el porcentaje de cenizas adicionado (Hidalgo *et al.*, 1997).

2.13.2.1.3. Efecto de la adición de cenizas sobre la difusividad.

La capacidad del suelo para transmitir agua, se ve severamente perjudicada, cuando el suelo tiene formas encostradas. Un rápido humedecimiento puede causar un llenado del micro-agregado, siendo imposible transmitir el agua en igual proporción a la que llega, ya sea por riego o por lluvia. Una medida del movimiento del agua en el suelo, es la difusividad.

La difusividad, es una característica física que relaciona la velocidad de transmisión del agua en el suelo con el gradiente de humedad.

Existe un aumento de la difusividad, al aumentar las dosis de cenizas adicionadas, para idénticas humedades. Esto puede traducirse como un índice de la menor tendencia al endurecimiento de este tipo de suelos, al ser menos susceptibles al encharcamiento, debido a su previsible mayor velocidad de infiltración (Hidalgo *et al.*, 1997).

3. MATERIALES Y MÉTODOS.

3.1. Obtención y tratamiento de las muestras del suelo.

Se ha recogido la capa superficial (20 cm) de dos suelos contaminados por residuos mineros de la zona de Almería. Uno de los suelos se recogió en el área de Rodalquilar y se trata de un suelo de carácter básico y el otro en el área de El Arteal y es un suelo de carácter ácido. Tras la recogida de dichos suelos éstos se secaron al aire y se tamizaron ambos por separado en un tamiz de 2 mm. Tras el tamizado las muestras de suelo se guardaron en bolsas de plástico para su transporte al laboratorio.

3.2. Obtención y tratamiento de las muestras orgánicas.

Por otro lado se ha preparado una enmienda orgánica basada en lodos de depuradora. Dichos lodos fueron recogidos de la depuradora EDAR El Bobar y se dejaron secar por un periodo de 70 días aproximadamente. Tras éste periodo se fueron extendiendo en diferentes bandejas según el grado de secado de los lodos hasta que se secaron completamente, se pasaron por un rodillo desmenuzándolos al máximo y posteriormente se tamizaron a 2 mm y se guardaron en bolsas de plástico para su transporte al laboratorio. Dichos lodos fueron utilizados en el ensayo de 2 formas distintas:

- Lodos al natural, es decir tal cual se encontraban después del tamizado (lodos frescos).
- Lodos calcinados, sometidos a un tratamiento térmico de 500 °C.

3.3. Diseño experimental.

Para la realización del ensayo, se utilizaron bandejas multipots provistas de 12 alveolos (pots) de 10 cm de profundidad. Una de las bandejas se preparó con suelo de Rodalquilar (bandeja R1). La otra bandeja se preparó con suelo del El Arteal (bandeja A3). En ambas bandejas se utilizaron 8 de los 12 alveolos que contenía cada una para establecer los diferentes tratamientos. Dichos alveolos iban provistos de 15 mm de lana de vidrio en la parte inferior para evitar el derrame de muestra. La preparación de las muestras de las bandejas consistió en la mezcla y homogeneización del suelo problema con la enmienda a estudiar en los porcentajes de peso que se indican a continuación:

- 2 muestras testigo con 400 gramos de suelo (SUELO → S).
- 2 muestras con 384 gramos de suelo y 16 gramos de lodos de depuradora sin tratamiento térmico (SUELO + LODO 4% → S+L 4%).
- 2 muestras con 368 gramos de suelo y 32 gramos de lodos de depuradora sin tratamiento térmico (SUELO + LODO 8% → S+L 8%).
- 2 muestras con 368 gramos de suelo y 32 gramos de lodos de depuradora tratados térmicamente (SUELO + LODO CALCINADO 8% → S+C 8%).

En cada caso hay 2 muestras iguales para cada bandeja (figura 7). Una de las muestras ha sido regada exclusivamente con agua destilada y la otra con una solución nutritiva estándar, a excepción de los 4 primeros riegos de presembrado en los que todas las muestras se regaron con agua destilada (muestras a las que se incluye en su denominación SN).

Una vez preparados los alveolos con sus correspondientes muestras, en cada uno de ellos se introdujo una microsonda Rhizon con objeto de obtener posteriormente muestras de agua de poro. En la parte inferior de cada alveolo se colocaron recipientes para recoger los lixiviados generados en cada riego.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

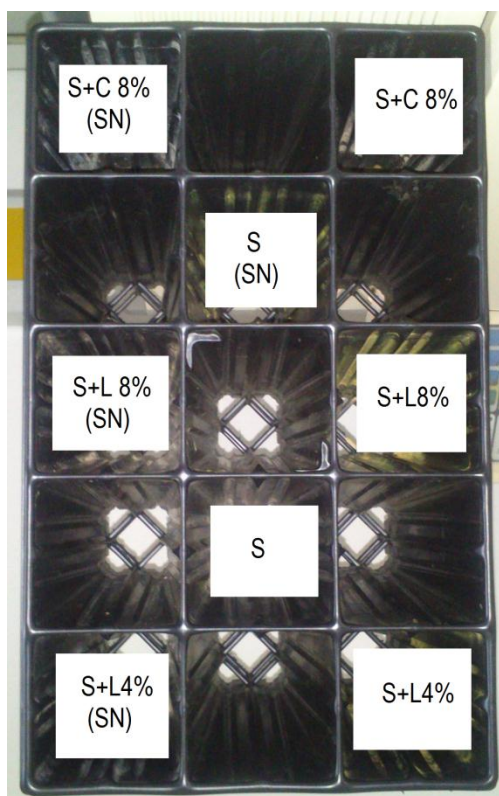


Figura 7. Distribución de tratamientos en cada una de las bandejas de ensayo

Las bandejas se colocaron en un soporte en un invernadero tipo multitúnel de la Universidad de Almería, asegurando una insolación y ventilación adecuadas.


3.4. Siembra de las plantas de lechuga.


Tras la aplicación de los 4 riegos con agua destilada a todas las muestras, cuando el suelo estaba en capacidad de campo se sembraron tres semillas de lechuga en cada uno de los alveolos en las bandejas de suelo procedente de Rodalquilar (día 21/11/2012) y de El Arteal (día 30/11/2012). Las semillas se sembraron a 0,5 cm de profundidad y se hizo recuento anotando el número de las germinadas y la fecha de germinación.


3.5. Calendario de riego.

El aporte de agua de riego se realizó meticulosamente para evitar la aparición de vías preferentes de flujo. Los volúmenes aportados y las fechas de aplicación se registraron cuidadosamente y se anotaron en una tabla (tabla 6). Los días 29/12/2012 y 04/01/2013 se aplicó un riego de contención con agua destilada para evitar la pérdida de las plantas de lechuga. De éste riego no se obtuvo muestra.

Leyenda:

 Riego con solución nutritiva.

 Riego con agua destilada.

 Riego de contención.

VOLÚMENES APLICADOS (ml)									
FECHA	BANDEJA	MUESTRAS AGUA DESTILADA				MUESTRAS SOLUCIÓN NUTRITIVA			
		S	S+L 4%	S+L 8%	S+C 8%	S	S+L 4%	S+L 8%	S+C 8%
15/11/2012	R1	50	50	50	50	50	50	50	50
16/11/2012	R1	50	50	50	50	50	50	50	50
19/11/2012	R1	50	50	50	50	50	50	50	50
20/11/2012	R1	50	50	50	50	50	50	50	50
26/11/2012	R1	50	50	50	60	50	50	50	50
26/11/2012	A3	50	50	50	50	50	50	50	50
27/11/2012	A3	50	50	50	50	50	50	50	50
28/11/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
28/11/2012	A3	50	50	50	50	50	50	50	50
29/11/2012	A3	50	50	50	50	50	50	50	50

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traça, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

30/11/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
03/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
03/12/2012	A3	50	50	50	50	50	50	50	50
05/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
05/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
10/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
10/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
12/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
12/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
14/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
14/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
18/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
18/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
21/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
21/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
29/12/2012	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
29/12/2012	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
04/01/2013	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
04/01/2013	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
09/01/2013	R1	30	30	30	30	30	30	30	30
09/01/2013	A3	30	30	30	30	30	30	30	30
11/01/2013	R1	50	50	50	50	50	50	50	50
11/01/2013	A3	50	50	50	50	50	50	50	50
15/01/2013	R1	70	70	70	70	70	70	70	70
15/01/2013	A3	70	70	70	70	50	70	70	70
18/01/2013	R1	70	70	70	70	70	70	70	70
18/01/2013	A3	70	70	70	70	70	70	70	70
22/01/2013	R1	50	100	50	50	50	100	100	100
22/01/2013	A3	50	50	50	50	50	100	50	100
24/01/2013	R1	50	100	50	50	50	100	100	100

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traça, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

24/01/2013	A3	50	50	100	100	50	100	100	100
28/01/2013	R1	50	100	50	50	50	100	100	50
28/01/2013	A3	50	50	50	50	50	100	100	100
30/01/2013	R1	0	0	0	0	50	50	50	50
30/01/2013	A3	0	0	0	0	0	0	50	50
01/02/2013	R1	50	100	50	50	100	100	100	100
01/02/2013	A3	50	50	100	50	50	100	100	100
05/02/2013	R1	50	150	50	50	100	150	150	150
05/02/2013	A3	50	100	100	50	50	150	150	150
07/02/2013	R1	50	100	50	50	60	100	100	100
07/02/2013	A3	50	100	100	50	50	100	100	100
11/02/2013	R1	50	150	50	50	150	150	150	150
11/02/2013	A3	50	100	100	50	50	100	100	100
13/02/2013	R1	50	100	50	50	100	100	150	100
13/02/2013	A3	50	50	100	50	50	100	150	150
15/02/2013	R1	50	100	50	50	100	150	150	100
15/02/2013	A3	50	100	100	50	50	100	100	150
18/02/2013	R1	50	100	50	50	100	150	150	100
18/02/2013	A3	50	50	50	50	50	100	100	150
20/02/2013	R1	50	100	50	50	100	100	100	100
20/02/2013	A3	50	50	100	50	50	100	150	100
22/02/2013	R1	50	50	50	50	50	100	100	100
22/02/2013	A3	50	50	50	50	50	50	100	100
25/02/2013	R1	50	150	50	50	100	150	150	150
25/02/2013	A3	50	50	100	50	50	150	150	150
27/02/2013	R1	50	100	50	50	100	150	150	100
27/02/2013	A3	50	100	50	50	50	100	150	150
05/03/2013	R1	50	150	50	50	100	150	100	100
05/03/2013	A3	50	100	50	50	50	150	150	150
08/03/2013	R1	50	100	50	50	100	150	150	150

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

08/03/2013	A3	50	50	50	50	50	100	150	150
11/03/2013	R1	50	100	50	50	100	130	130	130
11/03/2013	A3	50	50	50	50	50	130	130	130

Tabla 6. Calendario y volúmenes de los riegos aplicados a los alveolos correspondientes a cada uno de los tratamientos ensayados.

3.6. Preparación de la solución nutritiva para riego:

La composición de la solución nutritiva se muestra en la tabla 7:

	Peso molecular (mg/mmol)	Pureza
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	236,15	100%
KNO ₃	101,11	100%
NH ₄ NO ₃	80,04	100%
K ₂ SO ₄	174,27	100%
MgSO ₄ · 7H ₂ O	246,48	100%
K ₂ HPO ₄	174,18	100%
MgCl ₂ · 6H ₂ O	203,31	100%

Tabla 7. Composición de la solución nutritiva.

La solución nutritiva se conservó en el laboratorio a temperatura ambiente en un recipiente de cristal de 5 litros herméticamente cerrado, traspasándose a recipientes de plástico adecuados para su transporte hasta el invernadero en los volúmenes necesarios.

3.7. Recogida de lixiviados y aguas de poro.

Los volúmenes lixiviados originados para cada muestra en cada uno de los riegos fueron medidos (fotografía 1) y anotados individualmente. La totalidad de los volúmenes lixiviados obtenidos para cada muestra fueron posteriormente mezclados según el siguiente patrón: percolado 1, los procedentes de los 4 primeros riegos de presiembra; percolado 2, los procedentes de los riegos realizados desde siembra hasta el día 12/02/2013; percolado 3, los procedentes desde el día 12/02/2013 hasta finalización del experimento.



Fotografía 1. Recipientes de lixiviados.

En el caso del agua de poro, cada muestra obtenida se almacenó en recipientes individuales, una vez medido el volumen obtenido, conservándose en frío, herméticamente cerradas, a la espera de la realización de los análisis químicos pertinentes.

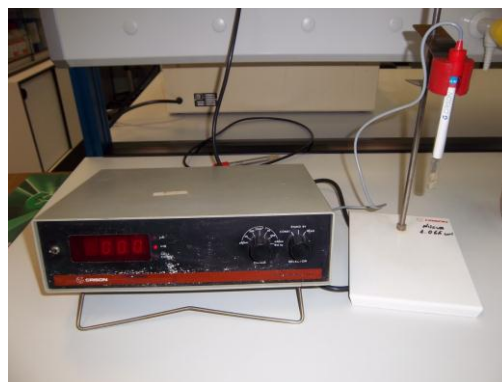
3.8. Técnicas analíticas de las soluciones obtenidas.

Sobre todas las muestras líquidas obtenidas (agua de poro y lixiviados) se midió el pH con un pH-metro Crison, Basic 20 (fotografía 2), la conductividad eléctrica con un conductivímetro Crison, 522 (fotografía 3), la concentración de cloruros, nitratos, y sulfatos mediante un cromatógrafo de iones DIONEX ICP, 1000 (fotografía 4). Ca y Mg mediante un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer, AAnalyst 400 (fotografía 5) y Na y K mediante fotometría de llama con fotómetro Jenway, PFP 7 (fotografía 6).

El análisis de metales pesados se realizó mediante determinación de elementos traza, sobre todas las muestras líquidas, mediante ICP-MS (nexION 300D), en los Servicios Centrales de la Universidad de Almería.



Fotografía 2. pH-metro.



Fotografía 3. Conductivímetro.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Fotografía 4. Dionex ICP 100.



Fotografía 5. Espectrofotómetro de absorción atómica.



Fotografía 6. Fotómetro de llama.

3.9. Pesado y secado de las plantas de lechuga.

Una vez finalizado el experimento, los alveolos fueron extraídos con sumo cuidado, desprendiendo el suelo adherido a las raíces. Dicho suelo fue tamizado y conservado seco al aire para análisis posteriores. De la planta de lechuga, fue separado el sistema radical de la parte aérea.

El sistema radical, tras recibir varios lavados con agua ultrapura, fue sometido a ultrasonidos con objeto de desprender todas las micropartículas de suelo que pudiera tener adheridas. Se pesó en húmedo y, una vez lavado y secado en estufa a 40° C durante dos semanas, fue pesado de nuevo, molido y conservado en recipientes herméticos en ambiente oscuro y seco hasta la realización de las determinaciones pertinentes. La parte aérea siguió el mismo proceso, con excepción del tratamiento con ultrasonidos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

4.1. Germinación y emergencia de las semillas.

El porcentaje de germinación y emergencia, cuantitativamente no difiere excesivamente entre los dos suelos (tabla 8) aunque existen salvedades importantes: en ambos suelos, el aporte de solución nutritiva garantiza la germinación de la semilla, incluso en el tratamiento testigo de El Arteal que, cuando fue regado solo con agua destilada, no permitió la germinación de la semilla o en el tratamiento con lodos al 8% en el caso de Rodalquilar. Dicho tratamiento, precisamente en el suelo de Rodalquilar, parece tener un efecto depresivo sobre la germinación por cuanto encontramos los porcentajes globales de germinación más bajos.

Nº de semillas germinadas		
	R1	A3
S	3	0
S+L 4%	3	3
S+L 8%	0	3
S+C 8%	3	3
S/SN	3	3
S+L 4%/SN	3	2
S+L 8%/SN	2	3
S+C 8%/SN	3	3

Tabla 8. Número de semillas germinadas y emergidas en cada pots.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Sin embargo, además del índice de germinación, existen otros parámetros como el peso fresco y seco de la planta (tabla 9) que deben ser evaluados dado que proporcionan información acerca de la capacidad de establecimiento del cultivo y de producir biomasa en cada uno de los tratamientos. De este modo, se observa que el tratamiento testigo, con solución nutritiva, en el suelo de El Arteal, que presentaba un porcentaje de germinación del 100%, no ha sido capaz de permitir el establecimiento y desarrollo del cultivo, muriendo los germinados al poco tiempo.

Aún así, el aporte de solución nutritiva incrementa la cantidad de biomasa generada en todos los casos, de la misma forma que el aporte de cualquier enmienda incrementa la productividad en comparación con el testigo. Si comparamos el efecto de la enmienda, respecto al tipo de suelo, podemos observar que el aporte de lodos frescos provoca que el suelo de Rodalquilar produzca mayor cantidad de biomasa que el de El Arteal, mientras que el aporte de estos mismos lodos calcinados invierte la tendencia, incrementando la cantidad de biomasa producida en el Arteal frente a Rodalquilar, tanto con solución nutritiva como con agua destilada.

	Peso fresco	Peso seco	Peso fresco	Peso seco
	R1	R1	A3	A3
S	0,35	0,01	0	0
S+L 4%	25,01	5,42	1,04	0,65
S+L 8%	0	0	2,88	0,73
S+C 8%	0,77	0,13	1,55	0,73
S/SN	58,22	4,34	0	0
S+L 4%/SN	124,8	8,8	24,84	3,45
S+L 8%/SN	134,5	9,79	86,03	6,75
S+C 8%/SN	64,13	4,8	76,59	8,11

Tabla 9. Suma en gramos de los pesos fresco y seco de las lechugas en cada pots.

Por otra parte, un nivel adecuado de K^+ es esencial para el desarrollo de las plantas en condiciones salinas, por lo que una de las causas del menor crecimiento de las plantas de lechuga en estas condiciones puede ser el descenso en los niveles de K^+ en la planta (Zapata *et al.*, 2009), como consecuencia de la competencia con el Na^+ , ya que ambos iones penetran en la planta siguiendo los mismos canales, debido a la similitud entre el radio iónico hidratado de ambos iones, lo que dificulta la discriminación de los iones por las proteínas de transporte que no pueden mantener su selectividad por el K^+ (Blumwald *et al.*, 2000).

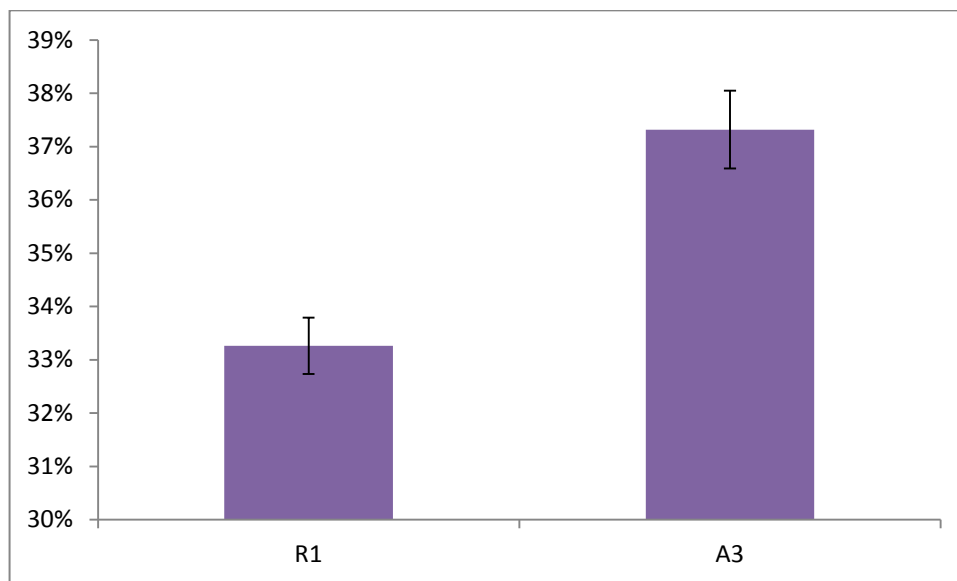
4.2. Porcentaje de percolación.

Para calcular el porcentaje de percolado o lo que es lo mismo de lixiviado, se ha tenido en cuenta el volumen aplicado y el volumen recogido. El porcentaje del percolado depende fundamentalmente de dos factores en este caso: textura¹ y cantidad de biomasa producida.

El suelo de Rodalquilar, al ser de textura más fina, tiene mayor capacidad de retención de agua que el de El Arteal. A su vez, como hemos visto en la tabla 8 (anterior), su capacidad de producción de biomasa ha sido mayor que la del suelo de El Arteal, lo que provoca que los porcentajes de drenaje recogidos para este suelo sean netamente inferiores que los recogidos para El Arteal (gráfica 1).

¹ Dado que la estructura del suelo en los alveolos está fuertemente alterada, será la distribución de tamaño de las partículas la determinante del sistema poroso de dichos suelos y por tanto la que condicione la capacidad de retención de agua y percolado de los mismos.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Gráfica 1. Valores promedio del porcentaje de percolado en cada suelo. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.3. pH.

Para el estudio estadístico se ha realizado un test ANOVA en el que han intervenido como factores experimentales:

Las variables que han intervenido en el análisis han sido:

- *Suelo*: según el tipo de suelo R1 y A3.
- *Tratamiento*: según el tratamiento de la enmienda (S, S+L4%, S+L8% y S+C8%).
- *Solución nutritiva*: el riego aplicado con solución nutritiva.
- *Tanda*: las diferentes tandas a lo largo del tiempo.

En el estudio estadístico para pH se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda* y *Suelo+Tratamiento*.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El tipo de suelo empleado condiciona significativamente el valor de pH obtenido en las aguas de poro a lo largo del ensayo realizado (tabla 10). Los valores de pH son sistemáticamente menores en el suelo de El Arteal. Su carácter ácido se manifiesta fundamentalmente en las aguas de poro de los tratamientos sin enmienda en los que los valores de pH raramente superan el valor de 6,87 (máximo valor hallado). Este pH pasa a estar próximo a la neutralidad cuando se le aportan las enmiendas con lodo, especialmente cuando éstos están calcinados, siendo el efecto observado proporcional a la cantidad de lodo aportado.

Para los suelos de Rodalquilar, de carácter básico, el aporte de enmiendas no provoca diferencias sustanciales en los valores de pH durante el periodo de estudio, aunque parece observarse un cierto efecto diferencial ($p < 0,05$) en cuanto a la calidad de los lodos empleados por cuanto el lodo calcinado incrementa o mantiene el valor promedio de pH por encima del testigo mientras que el resto de tratamientos con lodos frescos lo disminuyen. En el estudio de las muestras de percolado el efecto y los resultados son los mismos.

PH agua de poro		
	R1	A3
S	7,90 (0,45)	4,04 (0,23)
S+L4%	7,77 (0,55)	6,28 (0,66)
S+L8%	7,71 (0,57)	6,69 (0,52)
S+C8%	7,95 (0,46)	6,87 (0,42)

Tabla 10. Valores promedio de pH en agua de poro según el tipo de suelo empleado y las enmiendas aportadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.4. Conductividad eléctrica (CE):

En el estudio estadístico para la conductividad eléctrica se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva*, y para las interacciones *Suelo+Tratamiento*, *Suelo+Tanda*, *Solución nutritiva+Tanda*, *Suelo+Solución nutritiva* y *Tratamiento+Tanda*.

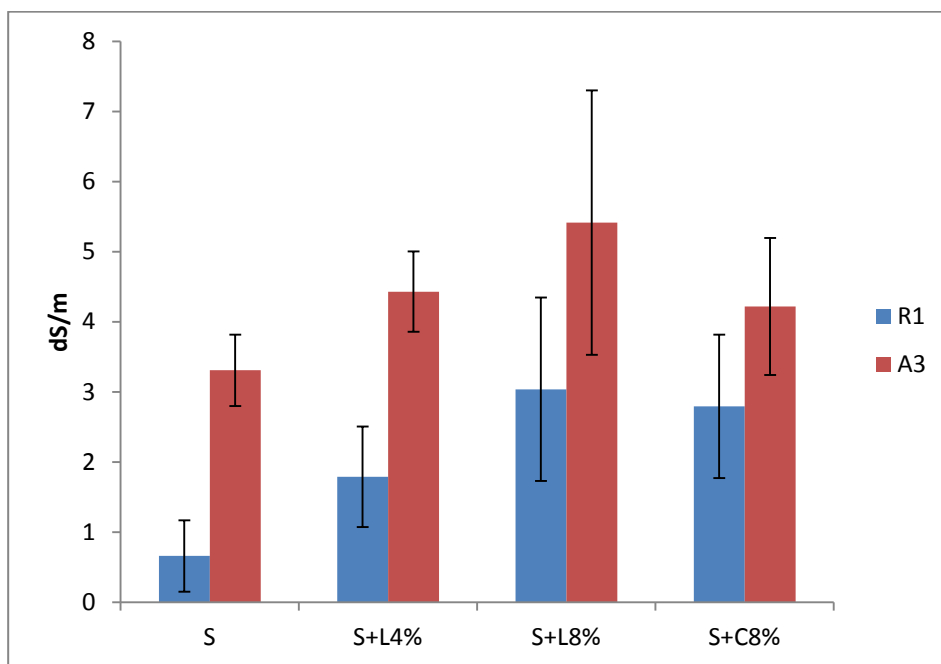
En ambos suelos donde se ha realizado el ensayo (tanto en agua de poro como en percolado) se observa un efecto similar aunque con diferentes valores. El suelo A3 presenta de por sí un mayor valor de conductividad eléctrica que el suelo R1, pero las enmiendas proporcionan en ambos suelos un aumento de CE equivalente debido al alto contenido en sales de los lodos de depuradora.

El aumento de CE se incrementa a medida que aumentamos la cantidad de lodos frescos en el suelo y podría llegar a valores donde no es posible el cultivo de algunas plantas.

Según los criterios de salinidad para los suelos agrícolas del United States Salinity Laboratory de Riverside (2006) (haciendo la comparación en agua de poro ya que dicha agua de poro la extraemos en la zona donde se encuentran las raíces de las plantas) el suelo R1 no tendría problemas de salinidad en la enmienda de S+L 4%, y cuando no se emplea ninguna enmienda, en éste caso cualquier cultivo podría desarrollarse de manera normal, además para éste mismo suelo en las enmiendas con S+L 8% y S+C 8% habría problemas de salinidad únicamente en los cultivos que sean muy sensibles a la salinidad.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

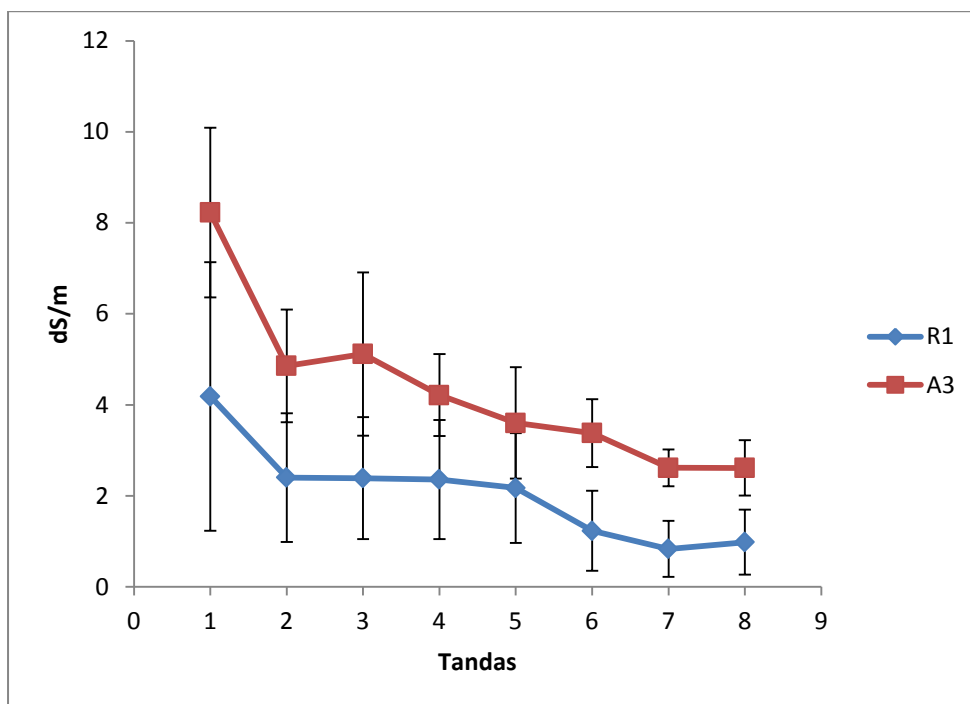
Por tanto el suelo R1 con las enmiendas empleadas no tendría problemas para el desarrollo de los cultivos por causa de la salinidad. En cambio el suelo A3 vería reducidos los rendimientos de la mayoría de los cultivos por causa de la salinidad sobre todo si éste suelo es enmendado con los tratamientos aquí estudiados, ya que es un suelo de naturaleza más salina que el R1 (gráfica 2).



Gráfica 2. Valores promedio de CE (dS/m) en las enmiendas empleadas para los suelos R1 y A3 en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

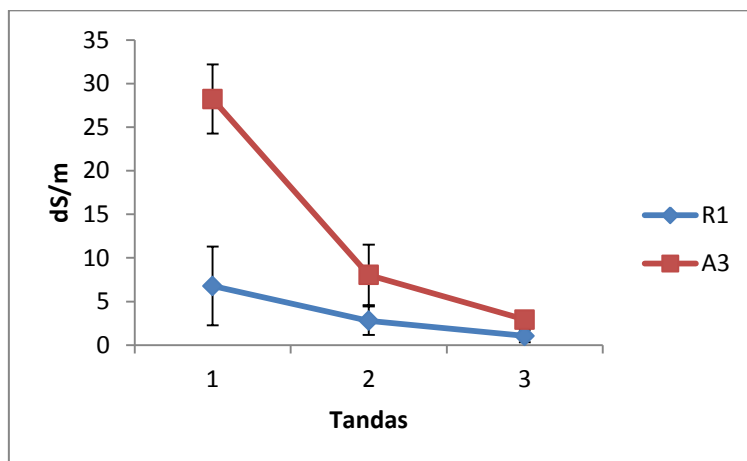
El lavado propiciado por el continuo aporte de riegos junto con el desarrollo del cultivo que consume sales ha dado lugar a un descenso de la CE para los dos suelos estudiados (gráfica 3).



Gráfica 3. Valores promedio de CE (dS/m) en el tiempo para las tandas de los suelos R1 y A3 en el agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

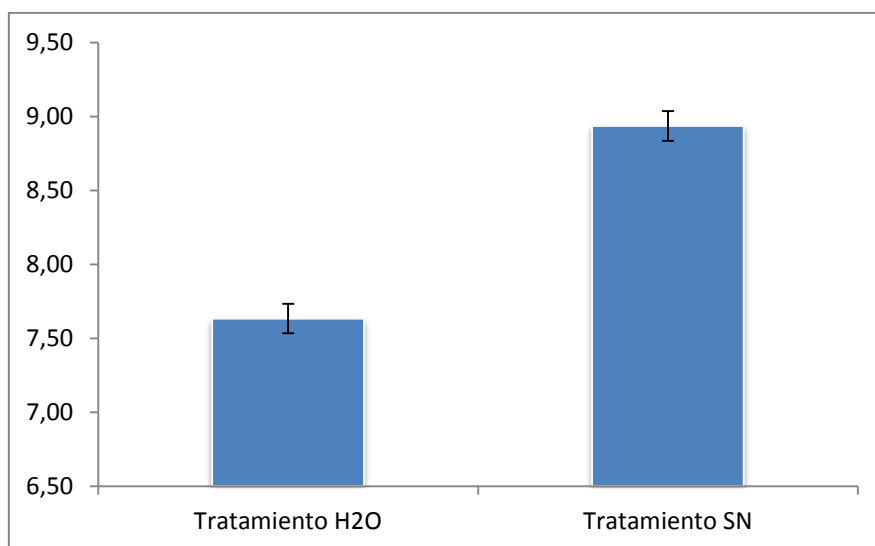
Otro efecto es el lavado de las sales con la aplicación de los riegos que producen una infiltración de las sales hacia el percolado y esto hace que los valores de CE en el análisis del percolado sean mayores que en el agua de poro (gráfica 4).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Gráfica 4. Valores promedio de CE (dS/m) en el tiempo para las tandas de los suelos R1 y A3 en el percolado. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Los riegos también influyen en la variación de la CE. Un riego con agua destilada aporta un líquido libre de sales que no modificará la CE existente, pero un riego con solución nutritiva aportará sales que hacen que aumente la CE (gráfica 5).



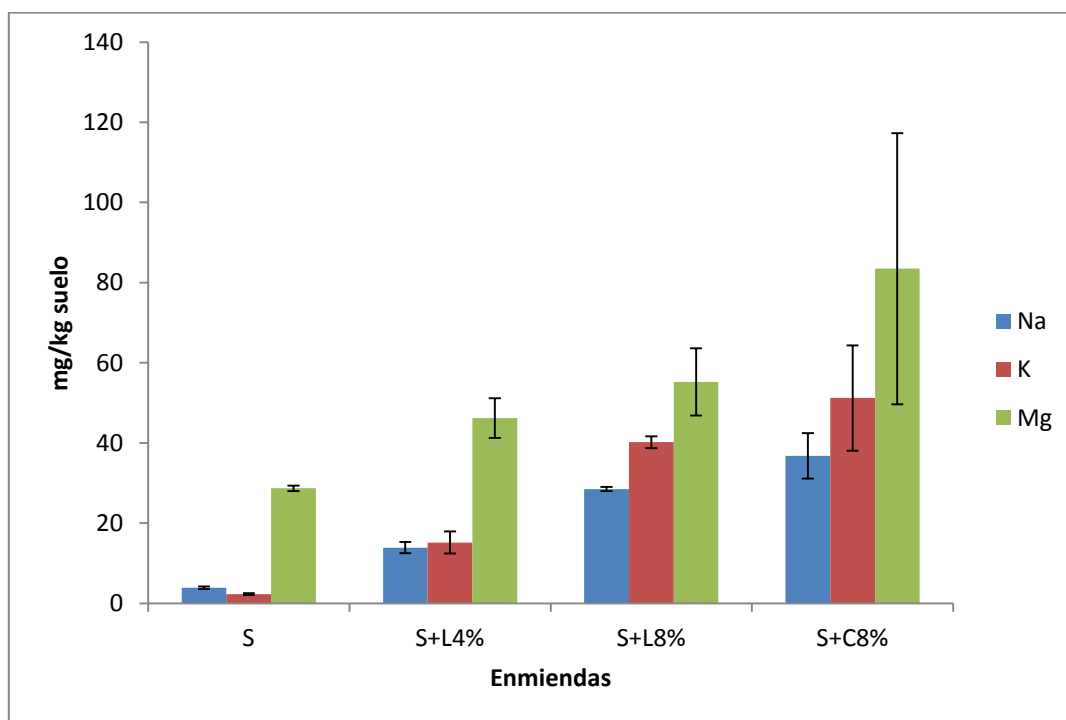
Gráfica 5. Valores promedio de CE (dS/m) de los suelos objeto de estudio (R1 y A3) según el tratamiento del riego. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.5. Interpretación de la concentración de cationes.

En el estudio de los cationes nos hemos centrado en el sodio (Na), potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg).

4.5.1. Evolución de los cationes a lo largo de las tandas según la enmienda.

Las enmiendas de lodo fresco (S+L 4% y S+L 8%) y de lodo calcinado (S+C 8%) hacen que aumente el contenido en sodio, potasio y magnesio tanto en agua de poro como en percolados. En el lodo fresco éste aumento es mayor conforme se aumenta la cantidad de lodos y en el lodo calcinado el aumento es superior al de los lodos frescos (gráfica 6). Las enmiendas empleadas contienen gran cantidad de dichos cationes además de una gran capacidad de intercambio catiónico y es por eso que encontramos éstos efectos.



Gráfica 6. Valores promedio de Na, K y Mg (mg/kg suelo) en percolados. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

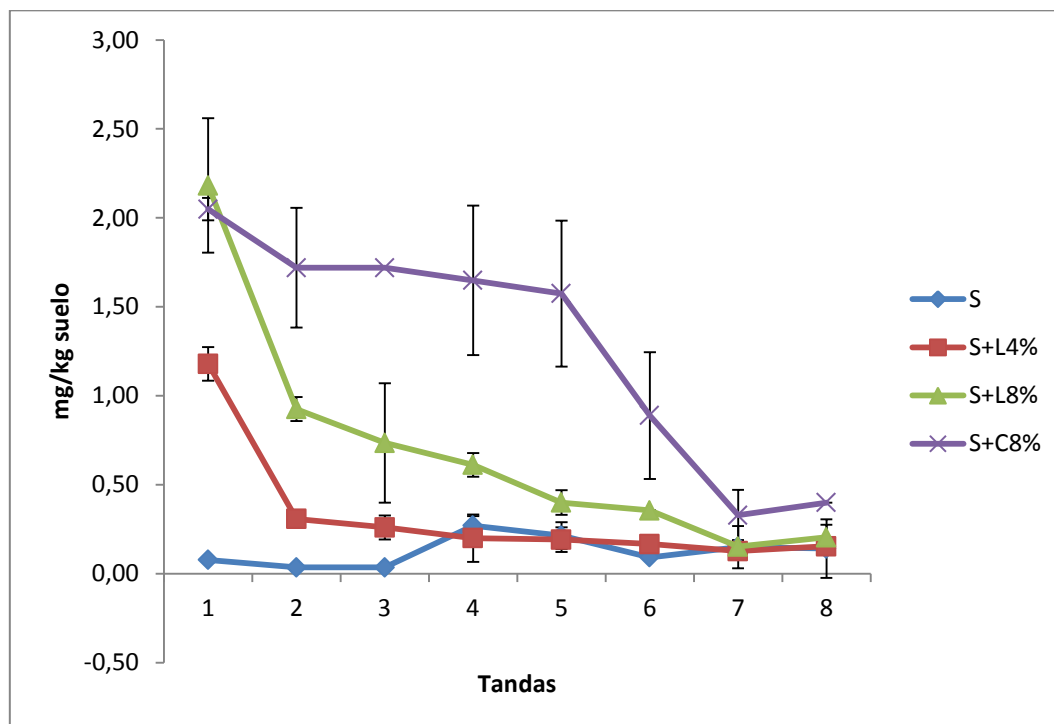
4.5.1.1. Evolución del sodio con las enmiendas.

En el estudio estadístico para el sodio se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Tratamiento*, *Tanda* y su interacción *Tratamiento+Tanda*.

La evolución del sodio en los tratamientos varía según la enmienda aplicada al suelo. El tratamiento con lodo fresco al 4% es la enmienda que menos sodio aporta al suelo inicialmente mientras que las enmiendas con lodo fresco al 8% y lodo calcinado al 8% aportan al suelo prácticamente la misma cantidad de sodio en la tanda inicial. Se puede afirmar por tanto que la cantidad de lodo es influyente en el aporte de sodio al suelo. Además se encuentran diferencias en el comportamiento del lodo calcinado con el lodo fresco.

De la *tanda 1* a la *tanda 2* (riego con agua destilada) se observa un descenso brusco de la concentración de sodio en las enmiendas con lodo fresco, mientras que el lodo calcinado desciende progresivamente. Éste efecto se produce porque al calcinar el lodo se produce la mineralización de parte del componente orgánico y el aporte de cationes sodio se produce de una vez, bajando la concentración posteriormente como consecuencia del lavado.

El lodo fresco por su parte, se va mineralizando poco a poco y esto hace que a partir de la *tanda 2* se establezca el aporte de sodio por parte del tratamiento con lodo fresco y el descenso sea más lento. Sin embargo el descenso desde la *tanda 1* a la *tanda 2* se produce de manera más brusca porque es el momento en el que se aplica el primer riego y se produce un fuerte lavado de sodio (gráfica 7).



Gráfica 7. Valores promedio de Na (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.5.1.2. Evolución del potasio con las enmiendas.

En el estudio estadístico para el potasio se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva*, y para las interacciones *Tratamiento+Tanda* y *Solución nutritiva+Tanda*.

Inicialmente, en la *tanda 1*, el contenido en potasio de los lodos calcinados es superior al de los lodos frescos. Sin embargo el descenso con las sucesivas tandas es paralelo al tratamiento con lodo fresco al 8%, como consecuencia de los riegos aplicados. En el caso del suelo testigo (sin enmienda), se observa como aumenta su concentración en potasio debido al aporte de éste catión en los riegos con solución nutritiva (gráfica 8).

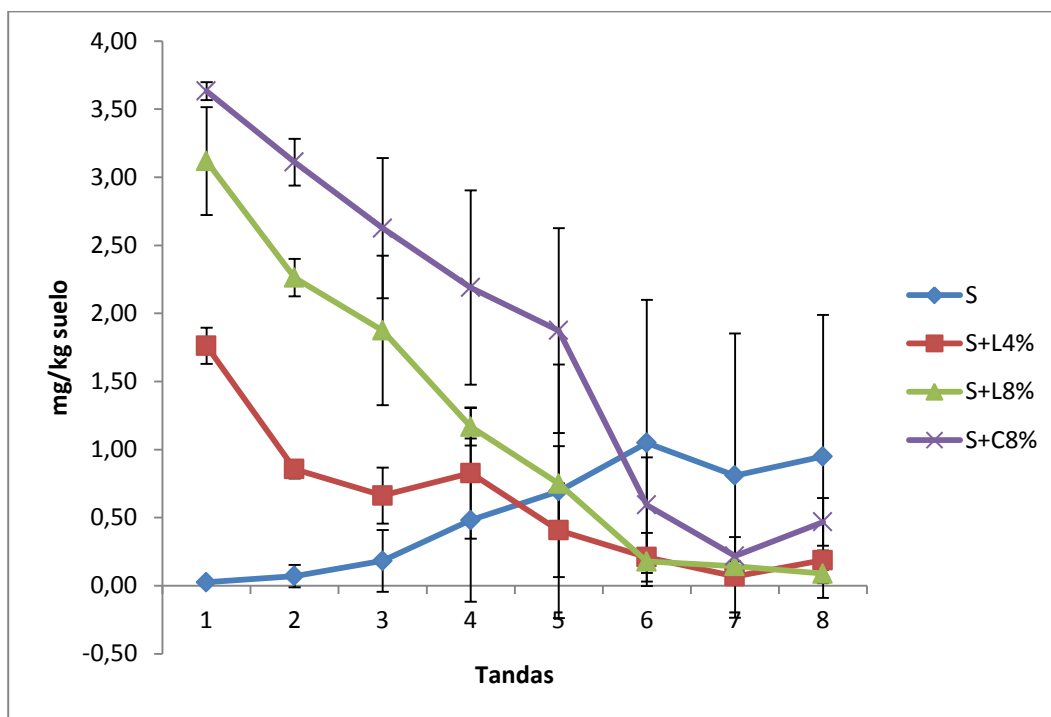
Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

En la mineralización de la materia orgánica se liberan cantidades importantes de potasio. En el lodo calcinado la mineralización es instantánea debido al proceso de calcinación, mientras que en los lodos frescos el proceso es más lento porque la mineralización se produce poco a poco.

Parte de éste potasio cambiabile será absorbido por las raíces en forma de:

- K rápidamente disponible: en la solución del suelo.
- K lentamente disponible: adsorbido a la superficie del complejo arcillo húmico.

El K cambiabile se encuentra en equilibrio con el K adsorbido y con el de la solución del suelo.



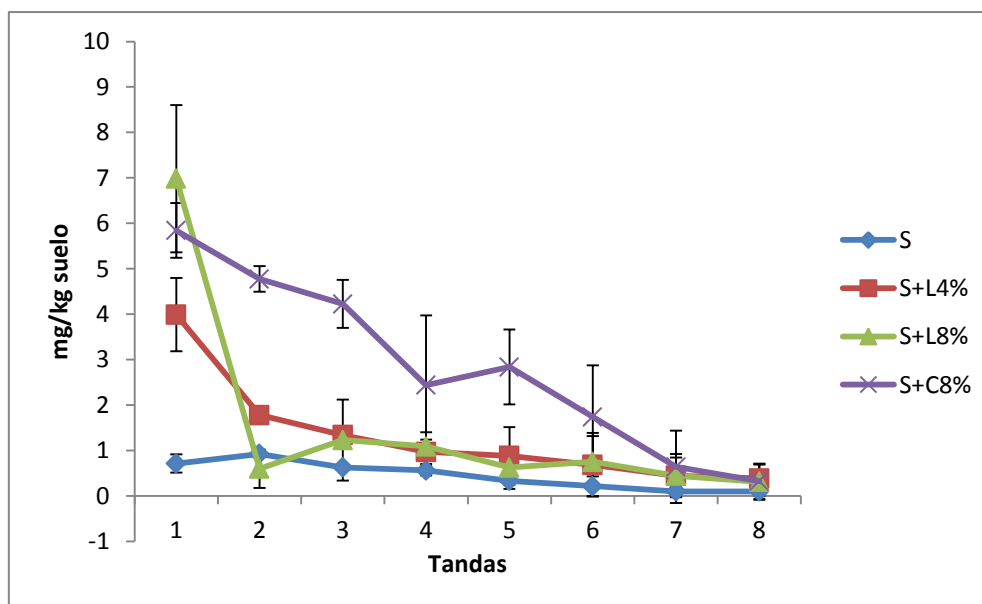
Gráfica 8. Valores promedio de K (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.5.1.3. Evolución del magnesio con las enmiendas.

En el estudio estadístico para el magnesio se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva*, y para las interacciones *Suelo+Tratamiento*, *Suelo+Tanda*, *Tratamiento+Solución nutritiva* y *Tratamiento+Tanda*.

La respuesta del magnesio a las enmiendas es similar a la del potasio, porque al igual que en el potasio, al mineralizarse la materia orgánica se libera magnesio. La concentración de magnesio desciende bruscamente de la *tanda 1* a la *tanda 2* en la enmienda de lodo fresco al 8% y al 4%, aunque en menor medida en ésta última para posteriormente mantenerse en descenso muy lentamente debido a que la mineralización de la materia orgánica se produce de forma progresiva.

La enmienda de lodo calcinado hace que los niveles de magnesio desciendan más lentamente porque ya se ha mineralizado parte de la materia orgánica (gráfica 9).



Gráfica 9. Valores promedio de Mg (mg/kg suelo) en agua de poro. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

En el análisis del percolado observamos el mismo efecto que en aguas de poro, aunque con mayores concentraciones debido al lavado de los cationes y la recogida de éstos en el percolado.

4.5.1.4. Evolución del calcio con las enmiendas.

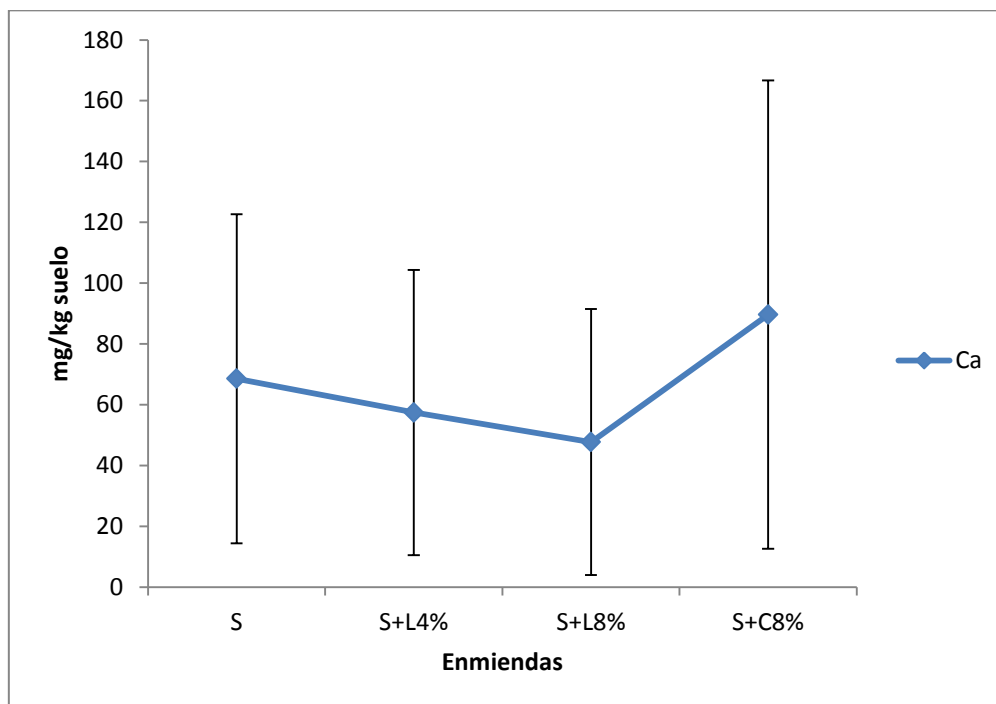
En el estudio estadístico para el calcio se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para los factores: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva*, y para las interacciones *Suelo+Tratamiento*, *Suelo+Tanda*, *Tratamiento+Solución nutritiva* y *Tratamiento+Tanda* y *Suelo+Solución nutritiva*.

Si comparamos la concentración de Ca según las enmiendas a lo largo de las tandas no encontramos diferencias significativas como en el resto de cationes. Pero al comparar la cantidad total de Ca en ambos suelos dependiendo de la enmienda (gráfica 10) observamos cómo cada enmienda tiene un efecto distinto.

Al igual que el resto de cationes estudiados las enmiendas provocan un aumento en la concentración de calcio en agua de poro. Pero las enmiendas de lodo fresco retienen una mayor cantidad de calcio impidiendo su infiltración hacia las capas inferiores del suelo. En las enmiendas con lodo calcinado el efecto es menor por su contenido en calcio pero aún así la cantidad aparecida no es muy superior al suelo sin enmienda.

Es posible que la adición de materia orgánica fresca al suelo provoque la neoformación de humatos cálcicos, muy estables, lo que provoca un secuestro de calcio cada vez mayor cuanto mayor es el aporte de materiales orgánicos frescos. Los lodos calcinados son inertes en este sentido dado que la mayor parte de la materia orgánica susceptible de formar éstos humatos se habrá mineralizado liberando además calcio (por eso los valores de calcio pueden ser superiores en el tratamiento con lodos calcinados).

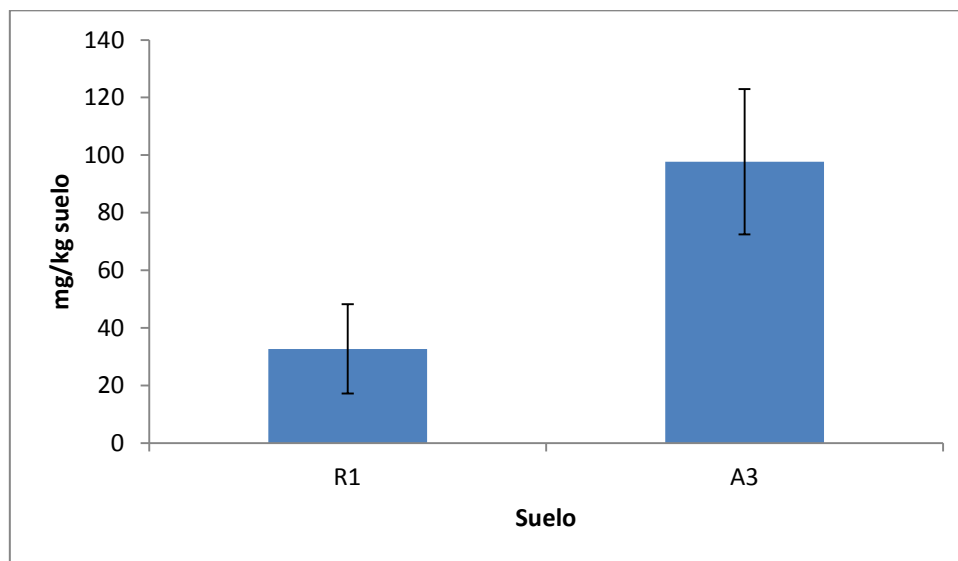
Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Gráfica 10. Valores promedio de Ca (mg/kg suelo) de los suelos estudiados. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.5.2. Comportamiento del calcio en ambos suelos.

El contenido en calcio de los dos suelos estudiados es muy distinto en uno y otro. En el suelo R1 encontramos valores mucho más bajos de calcio (gráfica 11) que en el suelo A3. Éste efecto es debido a que el suelo A3 es un suelo salino y el calcio está presente como sal constituyente, al igual que el sodio. Las diferencias han sido las mismas tanto en el agua de poro como en el percolado.



Gráfica 11. Valores promedio de Ca (mg/kg suelo) en percolado en suelos R1 y A3.
El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.5.3. Comportamiento del magnesio en ambos suelos.

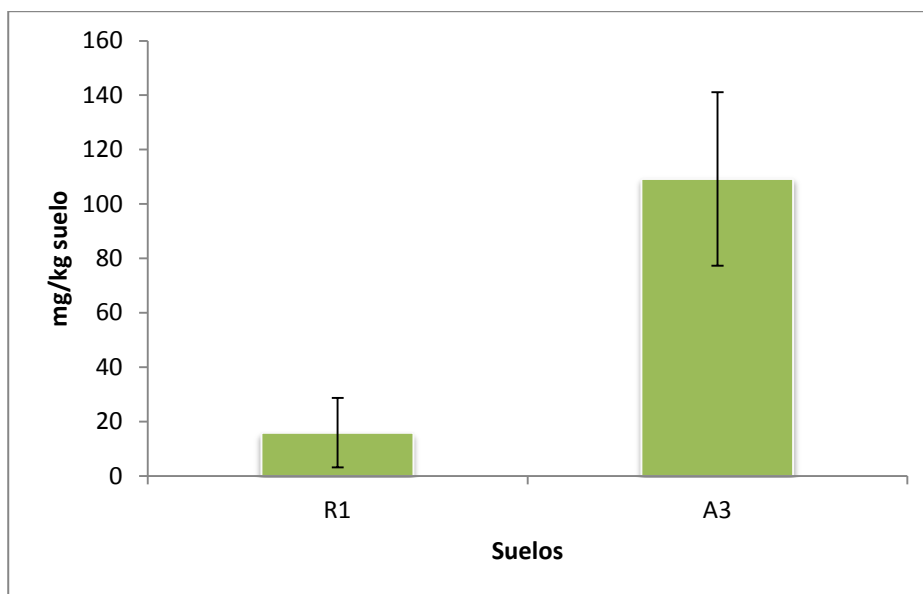
El magnesio es un elemento móvil en el suelo, por ello dependiendo del tipo de suelo y las características de dicho suelo, el magnesio tendrá diferente comportamiento.

En el suelo A3 hay mayor cantidad de magnesio y va disminuyendo según van transcurriendo los riegos como consecuencia del lavado. En el suelo R1 hay poca cantidad de magnesio y no permite éste efecto ya que las cantidades son cercanas a cero y el magnesio es estable a lo largo de las tandas.

Debido al gran radio hidratado del ion magnesio, la fuerza de su retención a los sitios de intercambio en el suelo es relativamente baja. Los suelos ácidos aumentan la tendencia de lixiviación de magnesio, debido a que tienen menos sitios intercambiables. Por ello, como se puede ver en la gráfica 12, encontramos cantidades mayores de lixiviado en el suelo ácido (A3) que en el suelo básico (R1).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Además, en los suelos ácidos, la solubilidad de elementos tales como el manganeso y aluminio aumenta. Como resultado de esto se reducirá la absorción de magnesio por la planta (Smart-fertilizer, 2013).



Gráfica 12. Valores promedio de Mg (mg/kg suelo) en percolado en suelos R1 y A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

No se encuentran diferencias entre el sodio y el potasio en relación con los dos suelos estudiados, tanto sodio como potasio tienen el mismo comportamiento en ambos suelos y las concentraciones también son similares.

4.6. Interpretación de la concentración de aniones.

En el estudio de los aniones nos hemos centrado en los que más diferencias se han encontrado y hemos destacado el análisis de nitrato, cloruro y sulfato.

4.6.1. Evolución de nitratos según el tipo de riego aplicado.

En el estudio estadístico del nitrato se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para las variables: *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva* y su interacción *Solución nutritiva+Tanda*.

Diversos procesos pueden ser responsables de los cambios de concentración de los iones de nitrato en el suelo (Centre for Ecological Sciences, 2013):

- Son asimilados por plantas y microorganismos.
- Pueden ser reducidos a iones amonio (NH_4^+) por acción de microorganismos.
- Son lixiviados fuera del perfil

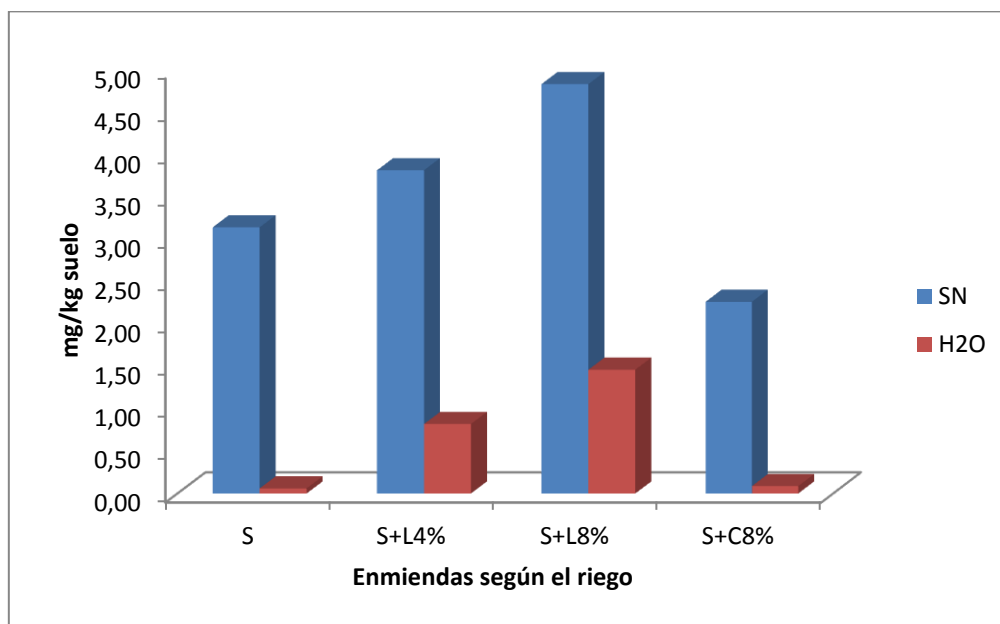
La lixiviación del nitrato depende claramente de la cantidad y frecuencia de los aportes de agua (es más pronunciada durante el período menos vegetativo). Cuando existe un alto contenido de humus, mayores cantidades de nitrógeno se ligan a sustancias orgánicas para luego ser convertido a nitrato.

Además del tratamiento del suelo con enmiendas se ha realizado un estudio paralelo de esas enmiendas comparando los resultados de esas enmiendas según el riego aplicado a cada una de ellas. En cada enmienda hay una repetición, según riego con agua destilada (H_2O) y/o solución nutritiva (SN).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

En los tratamientos con agua destilada prácticamente no se encuentran nitratos en el suelo sin enmienda, ni tampoco en la enmienda con suelo calcinado en el análisis del agua de poro (gráfica 13). En cambio sí existen algunas cantidades en los suelos enmendados con lodo fresco y tanto es mayor el contenido en nitrato si aplicamos más cantidad de lodo fresco debido a la mineralización continuada de la materia orgánica proporcionada con dichos lodos, que irá liberando nitrógeno al medio.

Cuando se aplican riegos con solución nutritiva además de aportar agua se aportan numerosas sales al suelo. Los nitratos por tanto se sumarán a los aportados por la mineralización de la materia orgánica y se mantendrán al menos unos niveles de base equivalentes a los aportes realizados. Sin embargo, los niveles finales encontrados dependerán también del consumo realizado por el cultivo, proporcional al nivel de biomasa generada.



Gráfica 13. Valores promedio de nitratos (mg/kg suelo) en agua de poro según las enmiendas aportadas en los suelos y el riego aplicado en cada una de ellas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.6.2. Comportamiento de cloruros y sulfatos en el suelo.

Las sales más frecuentemente encontradas en cloruros y sulfatos son:

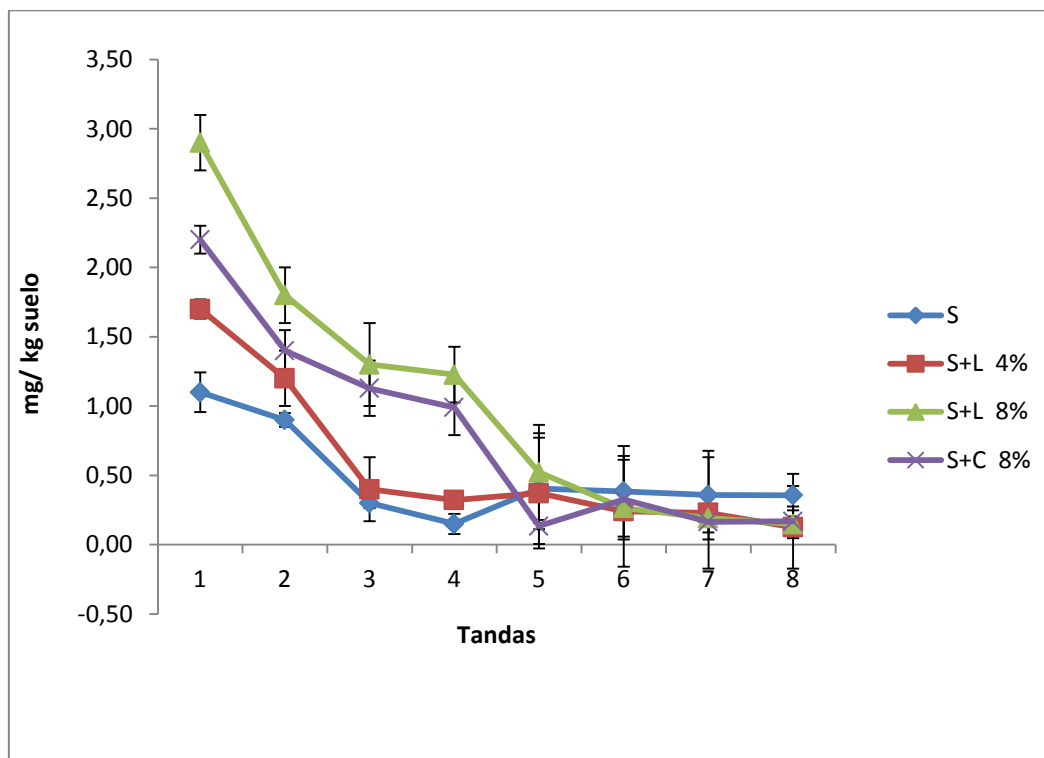
- Cloruros: NaCl, CaCl₂, MgCl₂ y KCl.
- Sulfatos: MgSO₄ y Na₂SO₄.

4.6.2.1. Evolución del cloruro con las enmiendas.

En el estudio estadístico del cloruro se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para las variables: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda*, *Solución nutritiva* y su interacción *Suelo+Tanda*.

Al principio del estudio todas las enmiendas provocan un aumento de cloruros en el suelo respecto al tratamiento testigo (S), siendo el aumento más pronunciado en la enmienda con lodo fresco al 8%. No obstante, al aplicarse los riegos se produce un fuerte lavado en todos los tratamientos y a partir de la *tanda 5* (gráfica 14) los tratamientos reducen la concentración de cloro y estos niveles empiezan a situarse por debajo del tratamiento testigo. Por tanto se puede afirmar que todas las enmiendas empleadas reducen los niveles de cloruros a medio plazo.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



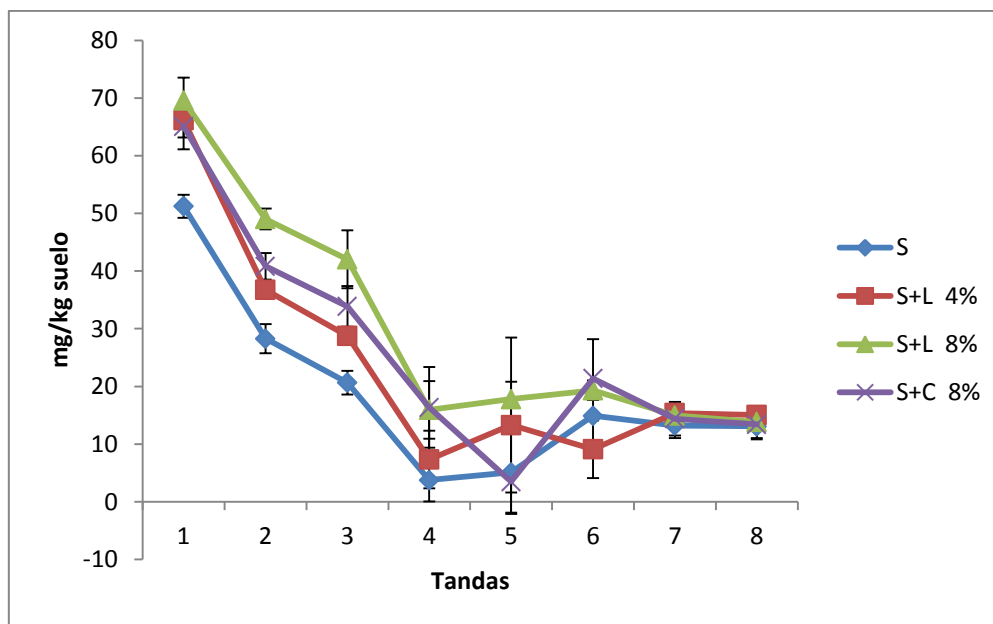
Gráfica 14. Valores promedio de cloruro (mg/kg suelo) en agua de poro a lo largo de las tandas según las enmiendas aplicadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.6.2.2. Evolución del sulfato con las enmiendas.

En el estudio estadístico del sulfato se han encontrado diferencias significativas ($p < 0,05$) para las variables: *Suelo*, *Tratamiento*, *Tanda* y sus interacciones *Suelo+Tratamiento*, *Suelo+Tanda*, *Tratamiento+Solución nutritiva* y *Tratamiento+Tanda*.

Los sulfatos sin ser tan requeridos por los cultivos si se absorben en mayor cantidad que los cloruros y sus sales cálcicas son menos solubles. También se producen por mineralización.

Al igual que ocurre en el cloruro, las enmiendas provocan un aumento de la concentración de sulfatos en todas por igual. A medida que se van aplicando los riegos se va produciendo el lavado de los sulfatos disminuyendo su concentración. En la *tanda* 6 se estabiliza la concentración de sulfatos en las tres enmiendas aplicadas respecto al suelo testigo (S) y por tanto éstas enmiendas no serán perjudiciales en el aumento de la concentración de sulfatos sino que a medio plazo serán indiferentes (gráfica 15).

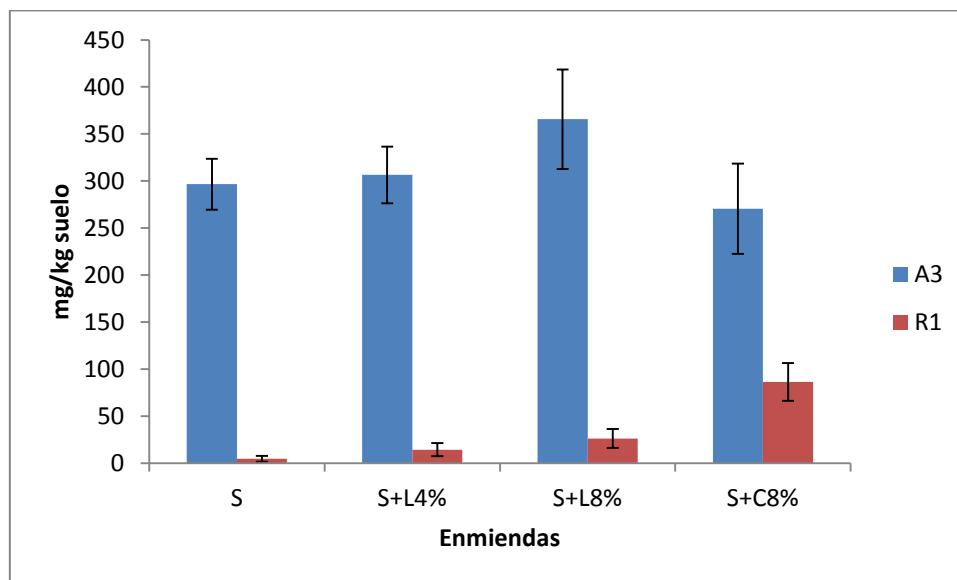


Gráfica 15. Valores promedio de sulfato (mg/kg suelo) en agua de poro a lo largo de las tandas según las enmiendas aplicadas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Los suelos estudiados han tenido una respuesta diferente en la concentración de sulfatos dependiendo de la enmienda que se les ha aplicado (gráfica 16). La concentración de sulfatos era mayor inicialmente en el suelo A3. En dicho suelo la enmienda a base de lodos calcinados tiende a bajar la concentración de sulfatos, mientras que en el suelo R1 el efecto es contrario y dicha enmienda hace que suba la concentración de sulfatos. Éste efecto se produce por las variaciones de pH que se producen en ambos suelos al aportar la enmienda de lodos calcinados.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

En el suelo R1 prácticamente se mantiene el pH invariable mientras que en el suelo A3 el aporte de lodos calcinados hace que el pH se sitúe cercano a 7 (como señalábamos en el apartado pH), y éste aumento hace que aumente la concentración de sulfatos en el suelo R1.



Gráfica 16. Valores promedio (mg/kg suelo) de la concentración de sulfatos en los suelos R1 y A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.7. Respuesta de suelos enmendados frente a metales pesados.

Las enmiendas empleadas para reducir la concentración de metales pesados de los dos suelos estudiados han tenido una respuesta muy diferente en ambos suelos. Se debe a que los dos suelos tienen características distintas, y factores como pH, potencial redox y tipo y disponibilidad de materia orgánica pueden afectar a la especiación de los metales y por tanto a su solubilidad.

La textura del suelo también puede intervenir en la dinámica de los metales, a través de su efecto sobre la infiltración y redistribución del agua y de los solutos del suelo, modificando el pH y la CIC y por consecuencia la disponibilidad de los metales (Boekhold y Van der Zee, 1992).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El pH es uno de los parámetros más importantes que controlan las formas de los elementos en el suelo, (López y López, 1985). Influye de manera muy importante en la asimilabilidad y como consecuencia en la absorción de los metales por las plantas. El aumento del pH reduce la asimilabilidad y absorción del aluminio, cobre, hierro, cobalto, zinc y manganeso (Loué, 1988).

Las concentraciones de zinc (Zn), arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb) eran mucho mayores en lixiviados que en agua de poro (tabla 11), lo que indica que estos elementos traza tienden a infiltrarse hacia capas más profundas y podrían contaminar las aguas subterráneas.

	Zn	As	Cd	Pb
Agua de poro	3160,04 (941,78)	27,52 (4,89)	55,24 (18,47)	17,21 (4,31)
Percolado	104829,93 (5995,65)	1297,08 (315,46)	1866,72 (110,97)	760,59 (56,8)

Tabla 11. Valores promedio ($\mu\text{g}/\text{kg}$ suelo) de los metales estudiados en análisis de agua de poro y percolado. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Los dos suelos estudiados poseen tipos de contaminación distinta. El suelo A3 tiene unas concentraciones muy altas de Zn, Cd y Pb y por el contrario tiene unos niveles muy bajos de As. En el suelo R1 ocurre lo contrario ya que tiene una concentración muy alta de As y muy baja de Zn, Cd y Pb (tabla 12).

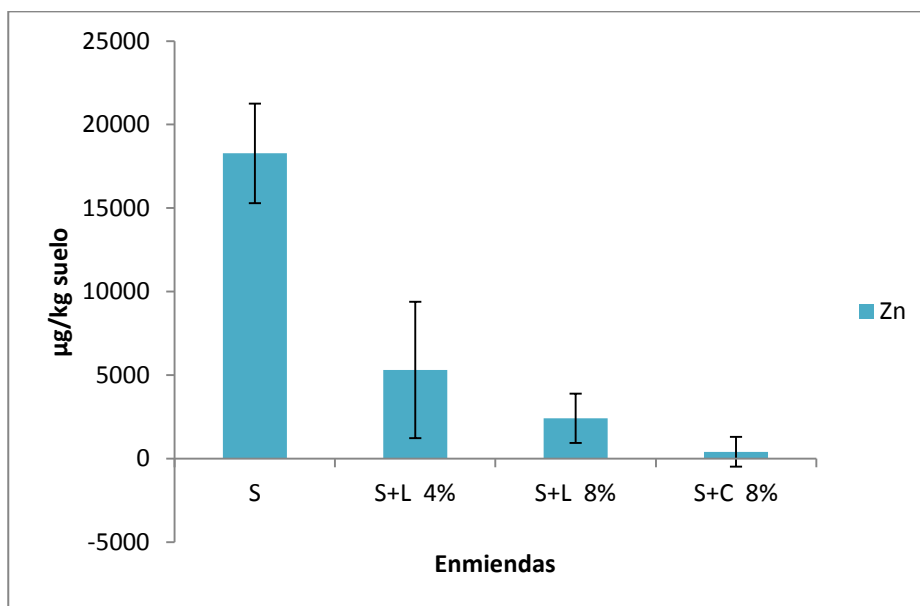
	Zn	Cd	Pb	As
A3	18275,68 (219,01)	369,24 (87,57)	123,04 (25,37)	6,12 (2,45)
R1	9,16 (1,06)	0,45 (0,063)	0,43 (0,052)	16,53 (2,71)

Tabla 12. Valores promedio de la concentración inicial de metales en el suelo antes del aporte de enmiendas. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

4.7.1. Respuesta del suelo A3, frente a los metales según la enmienda empleada.

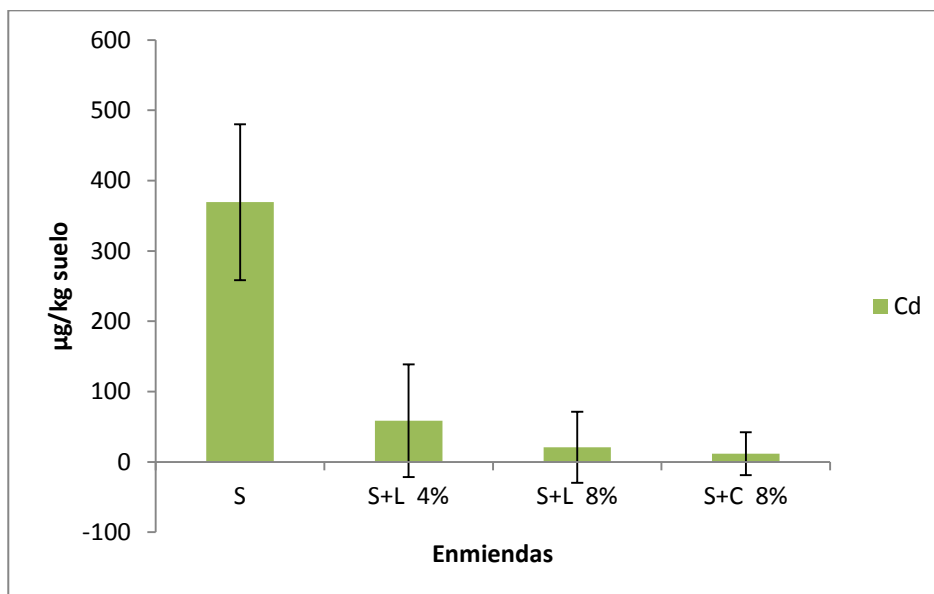
Las enmiendas empleadas tanto de lodo fresco (S+L4% y S+L8%) como de lodo calcinado (S+C8%) han reducido la concentración metales en el suelo A3.

Los efectos que provocan las enmiendas en los metales son muy similares en el Zn (gráfica 17), Cd (gráfica 18) y Pb (gráfica 19). Entre las enmiendas de lodo fresco ha resultado ser más eficaz la enmienda a base de lodo al 8%, pero la enmienda que más reduce la concentración de éstos tres metales es la enmienda de lodos calcinados al 8%. Ésta efectividad se debe al aumento de pH que provocan las enmiendas en el suelo, llevándolo a niveles próximos a la neutralidad. Siendo las mejores enmiendas aquellas que consiguen elevar más el pH en el suelo A3.

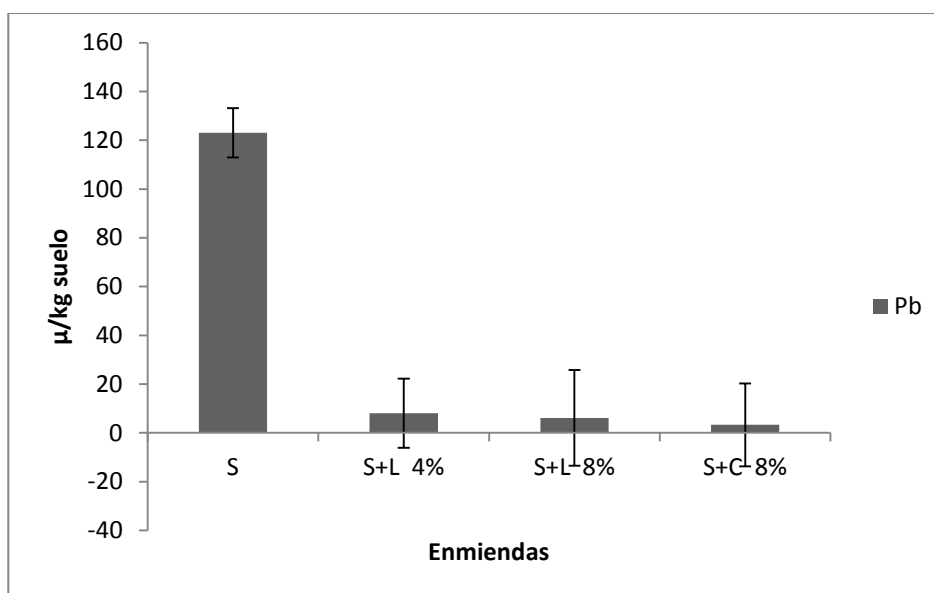


Gráfica 17. Valores promedio de la concentración de zinc en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Gráfica 18. Valores promedio de la concentración de cadmio en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.



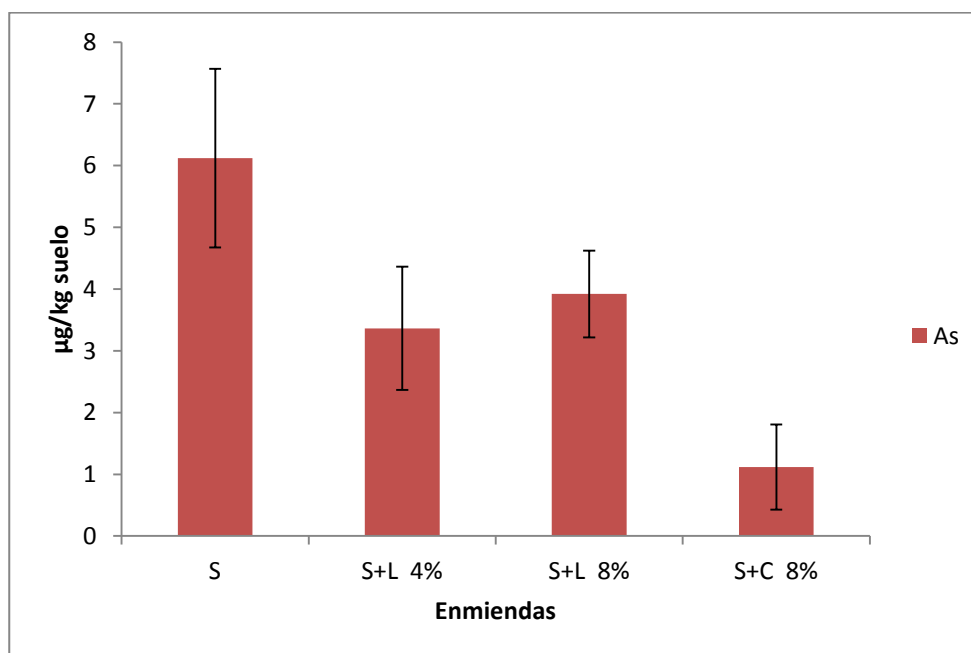
Gráfica 19. Valores promedio de la concentración de plomo en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

El As se comportó de manera diferente a los otros metales ya que aunque la concentración de As se reduce en el suelo A3 para las enmiendas aplicadas respecto al suelo testigo, ésta reducción es menor que la del Zn, Cd y el Pb.

Entre las enmiendas de lodo fresco la que más baja la concentración de As ha sido la de lodo al 4%. Sin embargo en el As, coincide en que la enmienda más eficaz fue la de lodo calcinado al 8% (gráfica 20).

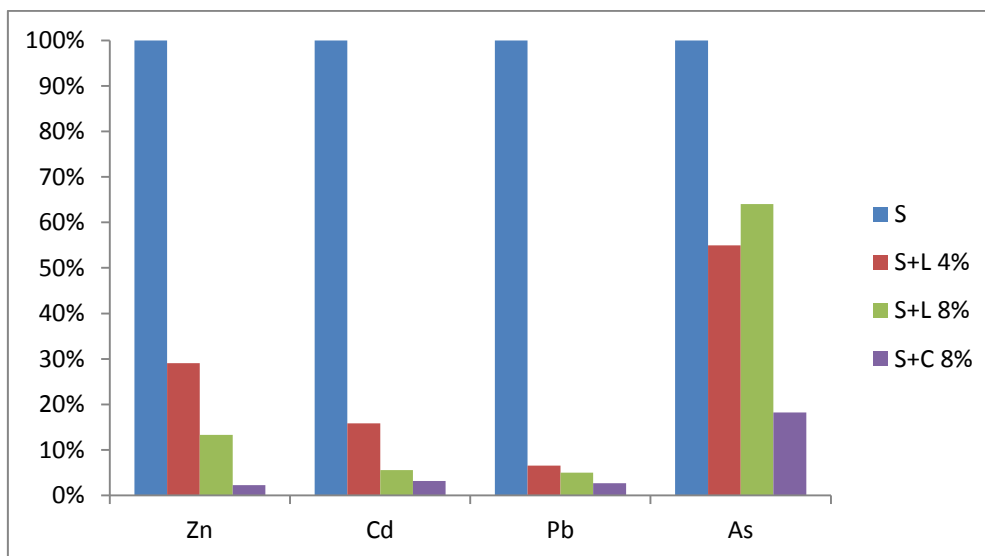
Las diferencias del As con el resto de metales estudiados es por consecuencia de la conductividad eléctrica, ya que la enmienda más eficaz (S+C8%), es la que provocaba en el suelo un menor incremento de conductividad eléctrica, y la enmienda menos eficaz (S+L8%), es la que provocaba un mayor incremento de conductividad eléctrica en el suelo. Por tanto podemos afirmar que a mayor CE en el suelo A3 menos eficaz será la enmienda.



Gráfica 20. Valores promedio de la concentración de arsénico en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo A3. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Teniendo en cuenta que el suelo testigo (S) tiene una concentración del 100%, si se compara el suelo testigo con un suelo igual pero enmendado con lodo fresco (S+L4% y S+L8%) y lodo calcinado (S+C8%) se observa en la gráfica 21 como todas las enmiendas han dado lugar a una reducción de la concentración de metales como se ha comentado anteriormente, quedándose dicha concentración en niveles muy por debajo a los que inicialmente tenía el suelo testigo (sin enmendar).



Gráfica 21. Concentración en tanto por ciento de zinc, cadmio, plomo y arsénico en el suelo testigo (S) y en el resto de enmiendas.

4.7.2. Respuesta del suelo R1, frente a los metales según la enmienda empleada.

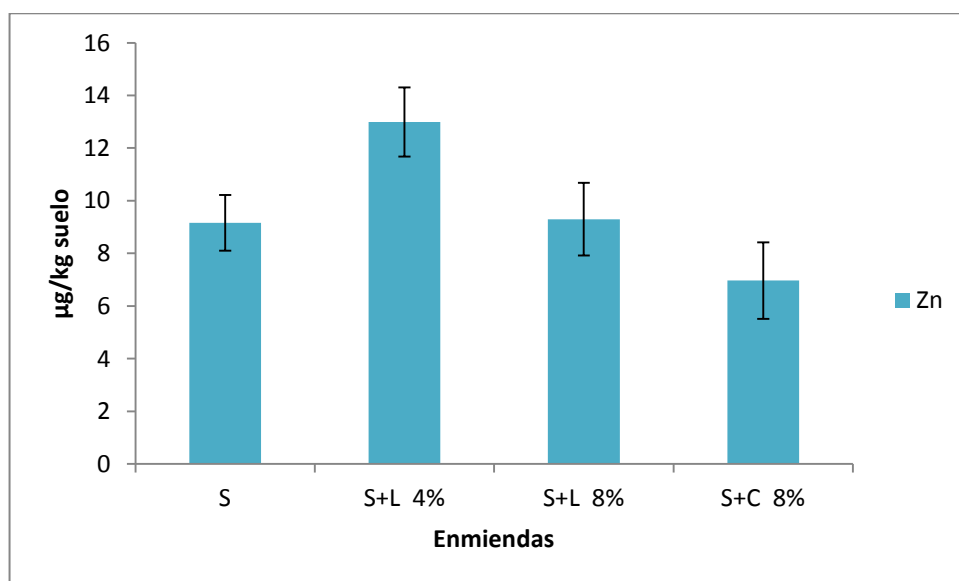
En el suelo R1 no se muestra una clara reducción de la concentración de metales por el hecho de aplicar enmiendas al suelo.

La concentración de Zn, Cd y Pb es muy baja en el suelo R1 y por ello el efecto de las enmiendas es muy irregular. Incluso las enmiendas de lodo fresco provocan una mayor acumulación de Zn (gráfica 22) y Pb (gráfica 24), en el suelo debido a la baja concentración que existe de éstos metales.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

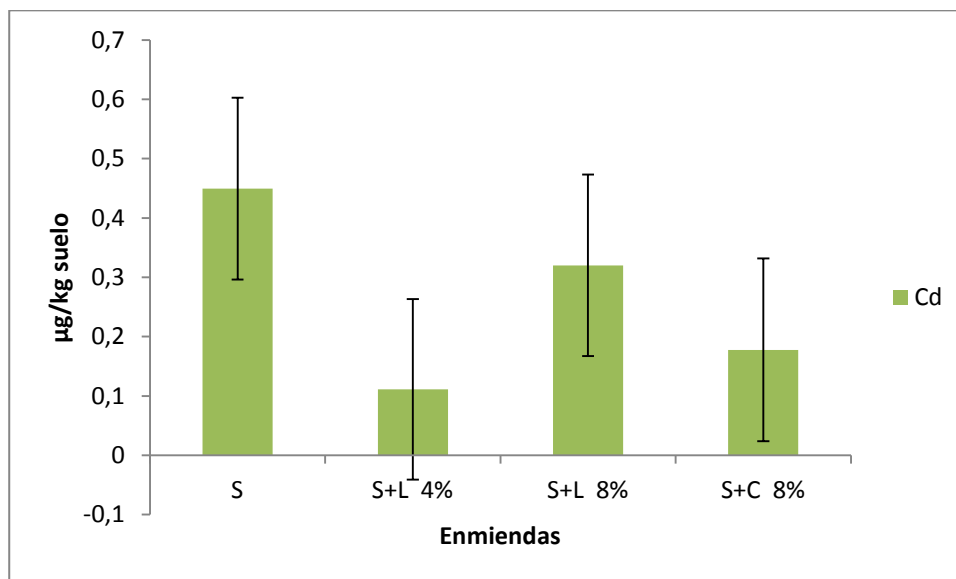
El único metal que ha visto reducida su concentración por efecto de las enmiendas en el suelo R1 ha sido el Cd (gráfica 23), aunque la concentración de Cd también era baja se encuentran descensos en la concentración, ya que éste metal responde mejor a las enmiendas.

La enmienda más efectiva en todos los metales es la de lodos calcinados al 8%. Aunque no consigue reducir la concentración de As en el suelo R1 (gráfica 25).

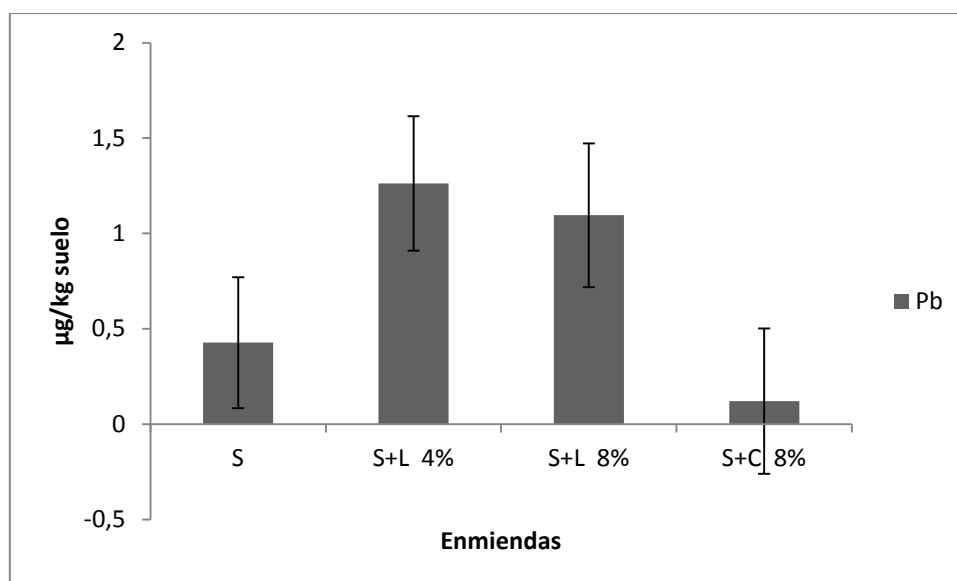


Gráfica 22. Valores promedio de la concentración de zinc en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

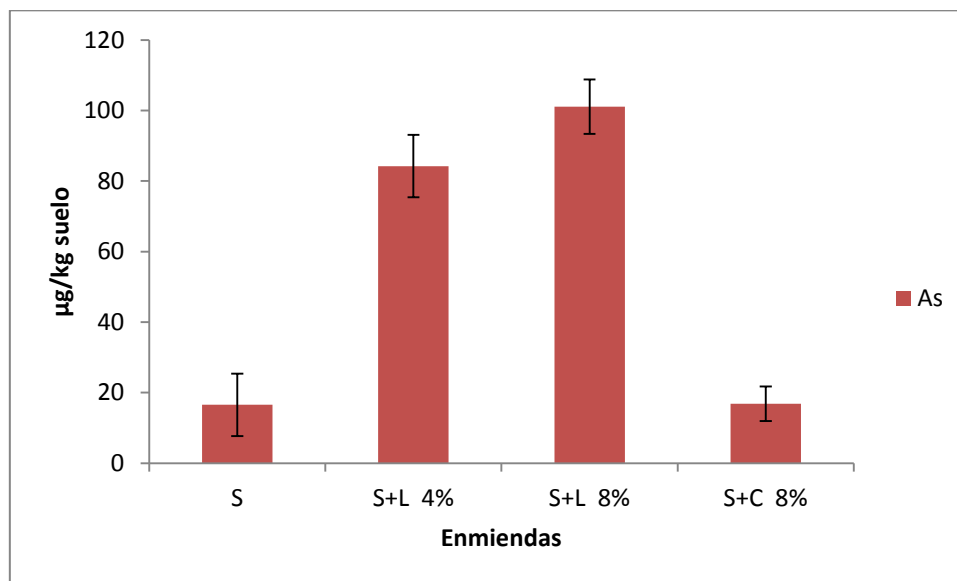
Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.



Gráfica 23. Valores promedio de la concentración de cadmio en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.



Gráfica 24. Valores promedio de la concentración de plomo en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.



Gráfica 25. Valores promedio de la concentración de arsénico en el suelo testigo y en las enmiendas empleadas en agua de poro del suelo R1. El valor entre paréntesis muestra una desviación típica.

En el análisis del percolado, los efectos son iguales tanto en el suelo A3 como en el R1, aunque en éste se registran valores más altos en la concentración debido al lavado.

4.8. Efectos de metales pesados en lechuga (*Lactuca sativa*).

Entre las dos bandejas donde se sembraron lechugas, ha habido dos pots donde las lechugas no han germinado (uno en cada bandeja), que corresponden al suelo sin enmiendas de la bandeja A3 (S) y al suelo con la mayor cantidad de enmienda de lodo fresco (S+L8%) de R1.

En el caso del suelo A3 es normal que en el suelo sin enmienda no haya germinado ninguna semilla puesto que es donde más contaminación existe de los metales pesados que hemos estudiado y por tanto existe un alto nivel de toxicidad que no permite la germinación. Las enmiendas al reducir la concentración de metales pesados han permitido una mejor germinación de las semillas (tabla 13).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

Además en el suelo A3 se aprecia que el mejor resultado en cuanto al total de peso fresco de las hojas se da en la enmienda S+L8%/SN. En las condiciones ya estudiadas en éste suelo encontramos mayores beneficios en cuanto a desarrollo de la parte aérea para dicha enmienda. Sin embargo el desarrollo de la raíz no ha sido el mejor con ésta enmienda, encontrándose un mayor peso fresco de la raíz en la enmienda S+C8%/SN dado que es la enmienda que más reducía la concentración de metales pesados en el suelo A3. Por lo tanto podemos afirmar que para un mejor desarrollo del suelo A3 los riegos son mejores con solución nutritiva y las enmiendas más eficaces serán las S+L8%/SN y S+C8%/SN.

	Peso fresco hojas	Peso fresco raíz
S	No germina	No germina
S+L 4%	1,04	0,29
S+L 8%	2,88	0,9
S+C 8%	1,55	0,59
S/SN	No germina	No germina
S+L 4%/SN	24,84	3,34
S+L 8%/SN	86,03	7,76
S+C 8%/SN	76,59	17,78

Tabla 13. Suma en gramos de los pesos de las hojas y raíces de las lechugas en cada pots para el suelo A3.

En el suelo R1 basándonos en el estudio de apartados anteriores observamos que en la enmienda donde no germinan las semillas de lechuga (S+L8%) es precisamente la que mayor aumento provocaba en la concentración de As y Pb. Por tanto al aplicar esta enmienda se han elevado las concentraciones de As y Pb hasta niveles demasiado tóxicos para que germinen las lechugas (tabla 14).

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

La enmienda más efectiva para la obtención de un mayor peso de las hojas ha resultado ser la S+L 4%/SN y la enmienda que ha conseguido un mayor desarrollo de la raíz y por tanto un mayor peso de ésta ha sido la S+C8%/SN (la enmienda que más reducía la concentración de metales pesados en éste suelo).

	Peso fresco hojas	Peso fresco raíz
S	0,35	0,22
S+L 4%	25,01	12,04
S+L 8%	No germina	No germina
S+C 8%	0,77	0,81
S/SN	58,22	12,44
S+L 4%/SN	124,8	12,03
S+L 8%/SN	No germina	No germina
S+C 8%/SN	64,13	17,55

Tabla 14. Suma en gramos de los pesos de las hojas y raíces de las lechugas en cada pots para el suelo R1.

5. CONCLUSIONES.

- El uso de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora provoca un incremento de la salinidad importante en ambos suelos, máxime en las condiciones de riego con solución nutritiva. Este incremento de salinidad, por sí solo puede comprometer la buena marcha del cultivo, aunque su efecto final está condicionado por el comportamiento hídrico del suelo.
- La calcinación de los lodos afecta al patrón de aporte de sales minerales, sobre todo en los primeros estadíos de los ensayo.
- La concentración de metales pesados en estas condiciones es superior en el percolado respecto al agua de poro, lo que indica un riesgo de infiltración de éstos hacia las aguas subterráneas.
- Las enmiendas reducen la concentración de metales pesados en el suelo y esto, junto con la corrección de los valores de pH, mejora la germinación de las semillas frente a los testigos sin enmendar.
- En el suelo A3 se encuentran altas concentraciones de Zn, Cd y Pb y en el suelo R1 se encuentran altas concentraciones de As.
- La enmienda que más reduce la concentración de dichos metales ha sido S+C8%. Además es la que provoca un mayor desarrollo de la raíz en ambos suelos.

6. BIBLIOGRAFÍA.

- Aguilar Torres. M.A., Ordóñez Fernández R. y González Fernández P. (2003). Utilización de compost de lodos de depuradora en olivar. Ed. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Aguilar .J. y González. P. (1998). Utilización agrícola de compost de residuos sólidos urbanos en cultivos leñosos de la provincia de Córdoba. Comunicación I+D 26/98. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Aguilar. J., Dorronsoro. C., Fernández. E., Fernández. J., García. I., Martín. F. y Simón. M. (2004). Soil pollution by a pyrite mine spill in Spain: evolution in time. *Environ Pollut*; 132:395–401.
- Alvarenga P., Palma P., Gonçalves A.P., Fernandes R.M., de Varennes A., Vallini G., Duarte E. y Cunha-Queda A.C. (2008). Evaluation of tests to assess the quality of mine contaminated soils, *Environ. Geochem. Health* 30: 95–99.
- Alloway B. J. (1990). *Heavy metals in soils*. John Wiley y Soon. New York. 339 p.
- Baird. C. (1999). *Environmental Chemistry*. 2nd Ed. W.H. Freeman y Company.
- Barceló. J. y Poschenrieder. C.H. (1989). Estrés vegetal inducido por metales pesados. *Investigación y Ciencia* 154: 54-63.
- Barceló. J. y Poschenrieder. C.H. (1990). Plant water relation as affected by metal stress: a review. *J. Plant Nutr.* 13: 1-37.
- Bayo. N., Gaztelu. M., Gil. J.J., Pomares. F., Tarazona. F., Estela. M., Gris. V., González. A., Albiach. M.R., Castillo. L., Herrero. O., Olazábal. J.I. y Bueno. J.L. (2010). Valorización agronómica de los lodos de la EDAR Logroño en los cultivos de viña y cereal. *Residuos*, 2010 DIC.120: 34-41.
- Beloso. M.C. (1991). Estudio de la gallinaza como fertilizante agrícola. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Bernstein. L. (1964). Effects of salinity on mineral composition and growth of plants. *Plant. Anal. Fert. Probl. Collog.* 4, 25-45.
- Blumwald. E., Aharon. G.S. y Aspe. M.P. (2000). Sodium transport in plants cells. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Biomembranes*. 1465: 140-151.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Boekhold A. E. y Van der Zee S. E. (1992). Significance of soil chemical heterogeneity for spatial behavior of cadmium in field soils. *Soil. Sci. soc. Am. J.* 56: 747-745.
- Bolan. N.S., Adriano. D.C., Mani. A.P. y Duraisamy. A. (2003). Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime compost, *Plant Soil* 251:187–198.
- Botella. M.A., Quesada. M.A., Kononowick. A.K., Bressan. R.A., Pliego. F., Hasegawa. P.M. y Valpuesta. V. (1994). Characterization and localization of a salt-induced tomato peroxidase mRNA. *Plant. Mol. Biol.* 25: 105-114.
- Bowen. HJM. (1979). *Environmental chemistry of the elements*. London: Academic Press.
- Breckle. S. (1991). Growth under stress: heavy metals. In: “Plant Roots: the Hidden Half”. Y. Waisel, A. Eshel y U. Kafkafi (Eds.) pp. 351-373. Marcel Dekker. Inc., New York.
- 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, *Environ. Pollut.* 138: 34–45.
- Brown. S.L., Henry. C.L., Chaney. R., Compton H. y DeVolder. P.S. (2003). Using municipal biosolids in combination with other residuals to restore metal-contaminated mining areas, *Plant Soil* 249: 203–215.
- Burgos. P., Madejón. M.E., Murillo. J.M. y Cabrera. F. (2001). Agricultural use of three organic residues: Effect on orange crop and on chemical properties of a soil of the comarca Costa de Huelva (SW Spain). *Proceedings at ORBIT 2001*, pp. 115-120. Sevilla.
- Cabezas González M. J. (2010). Movilidad y distribución de nutrientes en el sistema enarenado bajo la técnica de fertirrigación en el cultivo de judía. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Almería.
- Cabrera. F. (2000). La contaminación por metales pesados en el valle del Guadiamar tras el vertido de Aznalcóllar. *RETEMA*; 74:37–48.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Cabrera. F., Clemente. L., Cordón. R., Hurtado. M.D., López. R., Madejón. P., Marañón. T., Moreno. F., Murillo. J.M. y Nagel. I. (2005). Effect of remediation on trace metal pollution in soils of Guadiamar River Valley. In: del Valls A, Blasco J, editors. Integrated assessment and management of the ecosystems affected by the Aznalcóllar Mining (SW, Spain). Technical Report, Cátedra UNESCO/Unitwin, Cádiz, Spain; p. 33–40.
- Canet. R., Pomares. F., Estela, R. y Tarazona. F. (1996a). Efectos de los lodos de depuradora en la producción de hortalizas y las propiedades químicas del suelo. *Invest. Agr.: Prod. Veg.* Vol 11(1), 83-89.
- Cavallaro. M., Padilla. N. y Villarubia. J. (1993). Sewage sludge effects of chemical properties of acids soils. *Soil Sci.* 156: 63-70.
- Coker E. G. y Matthews P. J. (1983). Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. *Wat. Sci. tech.* 15(1): 209-225.
- Colombo L.D. y Mangione S.B. y Figlioglia A. (1998). Soil profile distribution of heavy metals in soil attended with sewage sludge for eight years. *Agr. Med. Inter. J. of Agric. Sci.* 128: 273-283.
- Costa. F., García. C., Hernández. T. y Polo. A. (1991). Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Ed. C.S.I.C., Centro de Edafología y Biología aplicada del Segura. Murcia.
- Chu, X. y Mariño, M.A. (2005). “Determination of ponding condition and infiltration into layered soils under unsteady rainfall”. *Journal of Hydrology* (313); pp. 195-207.
- Dalal. R.C. (1997). Soil organic phosphorus. *Adv. Agron.* 29: 82-117.
- Davis. L.E. Eary. S. y Helgen. (1999). Assessing the efficacy of lime amendment to geochemically stabilize mine tailings, *Environ. Sci. Technol.* 33: 2626–2632.
- De Kroon. H. y Visser. E.J.W. (eds). (2003). *Root Ecology*. Springer-Verlag. Berlin. Heidelberg. New York. ISBN 3-540-00185-9.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Delgado. M., Miralles de Imperial. R., Porcel. M.A., Beltrán. E., García. J., Bigeriego. M. y Polo. A. (2001). Characterization of forest soil after application of different organic matters. En: L. García-Torres, J. Benites, A. Martínez-Vilela (Eds.) "I World Congress on Conservation Agriculture", vol. II, pp. 227-230. Madrid.
- Derome. J. (2009). Detoxification and amelioration of heavy metal contaminated forest soils by means of liming and fertilization, *Environ. Pollut.* 107: 79–88.
- Díaz-Burgos. M.A. (1990). Compostaje de lodos residuales: aplicación agronómica y criterios de madurez. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma. Madrid.
- Drew. M.C. y Stolzy. L.H. (2002). Growth under oxygen stress. En Waisel, Y.; Esthel, A.; Kafkafi U (eds): *Plant roots: The hidden half*. (3rd edition). Marcel-Dekker. New York. ISBN 0-8247-0631-5.
- Duchaufour. P. (1984). Edafología. I: Edafogénesis y clasificación. II: Constituyentes y Propiedades del Suelo. (Ed.) Masson. Barcelona.
- Farrell M. y Jones D.L. (2010). Use of composts in the remediation of heavy metal contaminated soil, *J. Hazard. Mater.* 175: 575–582.
- Fernández. J.C. y Barba. C. (2010). Metal immobilization in hazardous contaminated minesoils after marble slurry waste application. A field assessment at the Tharsis mining district (Spain), *J. Hazard. Mater.* 181: 817–826.
- Fitter. A.H. y Hay. R.K.M. (1983). *Environmental physiology of plants*. Academic Press. London. ISBN 0-12-257760-4.
- Ford. R.G. (2002). Rates of hydrous ferric oxide crystallization and the influence on coprecipitated arsenate, *Environ. Sci. Technol.* 36: 2459–2463.
- Förstner. U. y Wittmann. G.T.W. (1983). *Metal pollution in the aquatic environment*. Berlin: Springer-Verlag.
- Gadepalle V.P., Ouki S.K., Herwijnen R.V. y Hutchings T. (2008). Effects of amended compost on mobility and uptake of arsenic by rye grass in contaminated soil, *Chemosphere* 72: 1056–1061.
- Gallardo-Lara. F. y Nogales. R. (1987). Effect of the application of town refuse compost of the soil-plant system. A review. *Biological Wastes* 19: 35-62.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Garau G., Silveti M., Deiana S., Deiana P. y Castaldi. P. (2011). Long-term influence of red mud on As mobility and soil physico-chemical and microbial parameters in a polluted sub-acidic soil, *J. Hazard. Mater.* 185:1241–1248.
- García I. y Dorronsoro C. (2002). Contaminación por metales pesados. Departamento de Edafología y Química Agrícola de España.
- Genevini. P.L., Tano. F., Bocchis. P. y Zacheo. P. (1991). Effetto di due matrici organiche sulla fertilità chimica del terreno e sulla disponibilità dei metalli pesanti. *Agrochimica* 35: 190-199.
- González V., García I., del Moral F., de Haro S., Sánchez J.A. y Simón M. (2011). Impact of unconfined sulphur-mine waste on a semi-arid environment (Almería, SE Spain), *J. Environ. Manage.* 92: 1509–1519.
- González. V., García. I., Del Moral. F. y Simón. M. (2012). *Journal of Hazardous Materials* 205– 206; 72– 80. Ed. Elsevier.
- González-Alcaraz. M.N., Conesa H.M., Tercero., M.C., Schulinb. R., Álvarez-Rogel J. y Egea C. (2011). The combined use of liming and *Sarcocornia fruticosa* development for phytomanagement of salt marsh soils polluted by mine wastes, *J. Hazard. Mater.* 186: 805–813.
- Grafe M., Eick M.J., Grossl P.R. y Saunders A.M. (2002). Adsorption of arsenate and arsenite on ferrihydrite in the presence and absence of dissolved organic carbon, *J. Environ. Qual.* 31: 1115–1123.
- Gray C.W., Dunham S.J., Dennis P.G, Zhao F.J. y McGrath S.P. (2006). Field evaluation of in situ remediation of a heavy metal contaminated soil using lime and red-mud, *Environ. Pollut.* 142: 530–539.
- Gregory. P. (2006). *Plant roots. Growth, activity and interaction with soils.* Blackwell Publishing. Oxford. ISBN 1-4051-1906-3.
- Gulson. B.L., Mizon. K.J., Korsch. M.J. y Howarth. D. (1996). Non-orebody sources are significant contributors to blood lead of some children with low to moderate lead exposure in a mayor mining community. *The science of the total environment.* 181: 223-230.
- Gupta V.K. y Sharma S. (2002). Removal of cadmium and zinc from aqueous solutions using red mud, *Environ. Sci. Technol.* 36: 3612–3617.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Gupta. S.K., Akmal. M. y Sinha. J.P. (1975). Study of the manurial value of supercompost reinforced with single superphosphate. Proc. Nat. Acad. Sci. India. 45: 281-286.
- Harada. Y. y Inoko. A. (1975). Cation-exchange properties of soil organic matter. I. Effects of conditions for the measurement on cation-exchange capacity values of humic acid preparations. Soil Sci. Plant Nutr. 21: 361-369.
- Hartley W. y Lepp N.W. (2008). Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake, Sci. Total Environ. 390: 35–44.
- Hartley W., Edwards R. y Lepp N.W. (2004). Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide-amended contaminated soils as evaluated by short and long-term leaching tests, Environ. Pollut. 131: 495–504.
- He. X.T., Traina. S.J. y Logan. T.J. (1992). Chemical properties of municipal solid waste compost. J. Environ. Qual. 21: 318-329.
- Hernández. J.M. (1989). Estudio de la acción de residuos sólidos de la ciudad de Sevilla (compost urbano) sobre el suelo y diversas especies vegetales. Tesis Doctoral. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Universidad de Sevilla.
- Hernando. S., Lobo. M.C. y Polo., A. (1989). Effect of application of a municipal refuse compost on the physical and chemical properties of a soil. The Sci. Total Environ. 81/82: 589-596.
- Hidalgo Fernández R.E., Giráldez Cervera J.V. y Ayuso Muñoz J. (1997). Uso de cenizas de incineración de lodos de depuradoras. Ed. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Hodge. A., Stewart. J., Robinson. D., Griffiths. B.S. y Fitter. A.H. (2000). Competition between roots and soil micro-organisms for nutrients from nitrogen-rich patches of varying complexity. Journal of Ecology (88); pp. 150–164.
- Hortenstine. C.C. y Rothwell. D.F. (1968). Garbage compost as a source of plant nutrients for oats and radishes. Compost Sci. 9 (2): 23-25.
- Jiménez B. R. (1998). Degradación de suelos, contaminación de suelos. En: XVI Curso Internacional de Edafología “Nicolas Aguilera”. Huajuapán de León, Oax.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Kabata-Pendias A. y Pendias H. (2001). Trace elements in soils and plants CRC. Press, Florida.
- King. L.D., Leyshon. A.J. y Webber. L.R. (1977). Application of municipal refuse and liquid sewage sludge to agricultural land. II. Lysimeter study. *J. Environ. Qual.* 6 (1): 67-71.
- Kraus. U. y Wiegand. J. (2006). Long-term effects of the Aznalcollar mine spill— heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain). *Sci Total Environ*; 367:855-71.
- Kutílek, M. y Nielsen, D.R. (1994). *Soil Hydrology*. Catena-Verlag. Berlín. ISBN 3-923381-26-3.
- Läuchli. A. y Schubert. S. (1989). The role of calcium in the regulation of membrane and cellular growth processes under salt stress. En: *NATO ASI Series Vol. G 19, Environmental Stress in Plants*. Cherry, J.H. (ed.). Springer-Verlag Berlin. 131-138.
- Lax. A., Alvadalejo. J., Díaz. F. y Roldán. A. (1990). Utilización de residuos sólidos urbanos para la recuperación de suelos degradados. *Actas del I Congreso Internacional de la ANQUE. Volumen I*, pp. 249-258. Tenerife.
- Li. J., Ji. H., Li. B. y Liu, Y. (2007) Wetting Patterns and Nitrate Distributions in Layered-Textural Soils Under Drip Irrigation. *Agricultural Sciences in China* (6); pp. 970-980.
- López Ritas, J. y López Melida, J. (1985). *El diagnóstico de suelos y plantas*. Ed. Mundi-Prensa.
- López-Pamo. E., Baretino. D., Antón-Pacheco. C., Ortiz. G., Arranz. J.C., Gumiel. J.C., Martínez-Pledel. B., Aparicio. M. y Montouto. O. (1999). The extent of the Aznalcóllar pyritic spill and its effects on soils. *Sci Total Environ*; 242:57–88.
- Lottermoser. B.G. (2003). *Mine wastes: characterization, treatment and environmental impacts*, Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Loué L. (1988). *Los microelementos en la agricultura*. Ediciones Mundi-Prensa. España. 326 p.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Madejón. E. (1996). Aprovechamiento agronómico de compost de vinaza: efectos en suelos, cultivos y aguas de drenaje. Tesis Doctoral. Dpto. de Sostenibilidad del Sistema Suelo-Planta-Atmósfera. Universidad de Sevilla.
- Melamed R., Cao X., Chen M. y Ma L.Q. (2003). Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application, *Sci. Total Environ.* 305: 117–127.
- Murillo. J.M., Hernández. J.M., Barroso. M. y López. R. (1989). Producción frente a contaminación en la utilización agrícola de compost urbanos. *An. Edaf. Agrobiol.* 48: 143-160.
- Mustin. M. (1987). *Le compost: Gestion de la matière organique.* (Ed.) Dubusc. F. Paris.
- Nordstrom. D.K. (1982). Aqueous pyrite oxidation and consequent formation of secondary iron minerals. In: Kitrick JA, Fanning DS, Hossner LR, editors. *Acid sulfate weathering.* Madison, WI: Soil Sci Soc Am; p. 37–56.
- Olalla Mercadé L. y Díaz Diez M. (1999). Utilización de aguas residuales y lodos de depuración en agricultura. Ed. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Piccolo. A., Zaccheo. P. y Genevini. P.G. (1992). Chemical characterization of humic substances extracted from organic-waste-amended soils. *Bioresour. Technol.* 40: 275-282.
- Polo Gómez M.J., Ordóñez Fernández R. y Giráldez Cervera J.V. (1997). Uso agrícola de lodos de depuradoras. Ed. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca.
- Puga. S., Sosa M., Lebgue. T., Quintana. C. y Campos. A. (2006). Contaminación por metales pesados en el suelo provocada por la industria minera. Departamento Académico de Biología. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima – Perú.
- Romero. F.M., Armienta. M.A. y González-Hernández. G. (2007). Solid-phase control on the mobility of potentially toxic elements in abandoned lead-zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico, *Appl. Geochem.* 22: 109–127.
- Salomon. W. (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. *J. Geochim. Explor.* 52: 5-23.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Schwab P., Zhu D. y Banks M.K. (2007). Heavy metal leaching from mine tailings as affected by organic amendments, *Bioresour. Technol.* 98: 2935–2941.
- Simón M., Díez M., González V., García I., Martín F. y de Haro S. (2010). Use of liming in the remediation of soils polluted by sulphide oxidation: a leaching-column study, *J. Hazard. Mater.* 180: 241–246.
- Simón. M., García. I., Martín. F., Díez. M., del Moral. F. y Sánchez. J.A. (2008). Remediation measures and displacement of pollutants in soils affected by the spill of a pyrite mine. Ed. Elsevier. *Science of the total environment* 407. 23-39.
- Simón. M., Iriarte. A., García. I., Martín. F., Aguilar. J. y Dorronsoro. C. (2005). Mobility of heavy metals in pyritic mine spills from an accident in Aznalcóllar, SW Spain. In: Faz A, Ortíz R, Mermut AR, editors. *Advances in geoecology*, 36. CATENA VERLAG; p. 467–76.
- Simón. M., Martín. F., Ortiz. I., García. I., Fernández. J., Fernández. E., Dorronsoro. C. y Aguilar. J. (2001). Soil pollution by oxidation of tailings from toxic spill of a pyrite mine. *Sci Total Environ*; 279:63–4.
- Simón. M., Ortiz. I., García. I., Fernández. J., Fernández. E., Dorronsoro. C. y Aguilar. J. (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). *Sci Total Environ*; 242:105.
- Stumm .W.Y. y Morgan. J.J. (1981). *Aquatic Chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. New York: John Wiley and Sons.
- Tinker. P.B. y Nye. P.H. (2000). *Solute movement in the rhizosphere*. Oxford University Press. Oxford.
- Torri S.I. y Lavado R.S. (2008). Dynamics of Cd, Cu and Pb added to soil through different kinds of sewage sludge, *Waste Manage.* 28: 21–32.
- Trivedi P. y Axe L. (2001). Predicting divalent metal sorption to hydrous Al, Fe, and Mn oxides, *Environ. Sci. Technol.* 35:1779–1784.
- Walker D.J., Clemente R. y Bernal M.P. (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.

Efecto de enmiendas orgánicas a base de lodos de depuradora, sobre la lixiviación y biodisponibilidad de elementos traza, procedente de suelos contaminados en cultivo en bandejas de lechuga.

- Wong. M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*. 6: 775-780.
- Xu Y. y Zhao D. (2007). Reductive immobilization of chromate in water and soil using stabilized iron nanoparticles, *Water Res.* 41: 2101–2108.
- Zapata P. J., Serrano M., Pretel. M. T. y Botella. M A. (2009). *Agrícola vergel: Fruticultura, horticultura, floricultura*. ISSN 0211-2728.

➤ **REFERENCIAS WEB:**

- Contaminación de suelos por metales pesados. Recuperado el día 03/06/2013 de www.infoagro.com/abonos/contaminacion_suelos_metales_pesados.htm.
- Contaminación por fertilizantes. Recuperado el día 03/06/2013 de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema14/intro.htm#anchor772854>.
- Contaminación por fertilizantes. Recuperado el día 03/06/2013 de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema14/nitrog.htm>.
- Contaminación por fertilizantes. Recuperado el día 03/06/2013 de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema14/fosforo.htm>.
- Contaminación por fertilizantes. Recuperado el día 03/06/2013 de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema14/potasio.htm>.
- Contaminación por sales solubles. Recuperado el día 03/06/2013 de <http://edafologia.ugr.es/conta/tema12/efectos.htm>.
- El cultivo de la lechuga. Recuperado el día 29/05/2013 de www.infoagro.com/hortalizas/lechuga.htm.
- El magnesio en el suelo y en las plantas. Recuperado el día 08/09/2013 de <http://www.smart-fertilizer.com/articulos/magnesio>.