Universidad Politécnica de Cartagena
Departamento de Ciencia y Tecnología Agraria

**Efectos Ambientales de la Valorización Agronómica
de Purines de Ganado Porcino:
Dinámica del Nitrógeno en el Sistema
suelo-agua-planta**

Melisa Gómez Garrido

2014

Universidad
Politécnica
de Cartagena

Tesis Doctoral

**Efectos Ambientales de la Valorización
Agronómica de Purines de Ganado Porcino:
Dinámica del Nitrógeno en el
Sistema suelo-agua-planta**

Autora:

Melisa Gómez Garrido

Director:

Ángel Faz Cano

Codirectora:

Silvia Martínez Martínez

Cartagena, 2014

**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE
TESIS DOCTORAL POR EL/LA DIRECTOR/A DE LA TESIS**

D. Ángel Faz Cano y D^a. Silvia Martínez Martínez directores de la Tesis doctoral "Efectos Ambientales de la Valorización Agronómica de Purines de Ganado Porcino: Dinámica del Nitrógeno en el Sistema suelo-agua-planta".

INFORMA:

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D^a. Melisa Gómez Garrido, dentro del programa de doctorado "Minería, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible", dando mi conformidad para que sea presentada ante la Comisión de Doctorado para ser autorizado su depósito.

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- ☒ Ciencias
- ☐ Ciencias Sociales y Jurídicas
- ☐ Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 29 de Enero de 2014

LOS DIRECTORES DE LA TESIS

Fdo D^a. Silvia Martínez Martínez

COMISIÓN DE DOCTORADO

**CONFORMIDAD DE DEPÓSITO DE TESIS DOCTORAL
POR LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA**

D. Ángel Faz Cano, Presidenta de la Comisión Académica del Programa "Minería, Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible".

INFORMA:

Que la Tesis Doctoral titulada, "Efectos Ambientales de la Valorización Agronómica de Purines de Ganado Porcino: Dinámica del Nitrógeno en el Sistema suelo-agua-planta", ha sido realizada, dentro del mencionado programa de doctorado, por D^a. Melisa Gómez Garrido, bajo la dirección y supervisión del Dr. Ángel Faz Cano y la Dra. Silvia Martínez Martínez.

En reunión de la Comisión Académica de 20 de enero de 2014, visto que en la misma se acreditan los indicios de calidad correspondientes y la autorización del Director de la misma, se acordó dar la conformidad, con la finalidad de que sea autorizado su depósito por la Comisión de Doctorado.

La Rama de conocimiento por la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- ☒ Ciencias
- ☐ Ciencias Sociales y Jurídicas
- ☐ Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 29 de Enero de 2014

EL PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA

COMISIÓN DE DOCTORADO

Esta tesis es el colofón de un largo periodo de recorrido vital y profesional, en el que he arriesgado lo seguro por lo incierto a la espera de una meta final que ya se ha hecho realidad.

En el aspecto profesional y científico, valoro de un modo especial, el apoyo y confianza depositada en mi trabajo a lo largo de los años por el Dr. Ángel Faz Cano, director de esta tesis. Igualmente deseo expresar mi agradecimiento a la Doctora Silvia Martínez Martínez, codirectora de esta tesis, ¡muchas gracias por tu contribución en esta etapa final de mi tesis!

Gracias a los Doctores Arocena y Zornoza por su colaboración y dedicación en las publicaciones que conforman esta tesis doctoral. Gracias también a la Doctora Carmona por su cooperación en el experimento de lixiviación y al Doctor Mermut por transmitirnos esa visión de la ciencia.

Han sido muchas las personas que de una forma u otra, han estado a mi lado y me han aportado sus conocimientos, sabiduría, sentido común y cordialidad, a la vez que he podido reflexionar sobre todo, para que esta tesis doctoral llegara por fin a buen puerto, porque siempre he considerado que la calidad y la experiencia laboral se demuestran con el día a día y junto con la satisfacción personal son algo invaluable.

Deseo manifestar mi agradecimiento más sincero a mis padres y hermanos, por el hecho de estar siempre ahí, por su apoyo incondicional y confianza. Igualmente quiero agradecer el apoyo a mis amistades más cercanas.

Agradecer a los propietarios de las explotaciones agrícolas, Miguel López y a la empresa Lorcaporc, por facilitarnos las áreas de estudio y el contacto con las explotaciones ganaderas...y especialmente expresarles mi gratitud por todo el apoyo ofrecido en campo, que no fue poco.

A mis compañeras de tesis Lola y Asuman, a la extraordinaria tropa de compañeros que he conocido estando en el grupo de investigación GARSA desde que llegué: Andrea, Ana, Ana Belén, Vicente, Ángeles, José Alberto, Gerson, Tania, Nuria, Jennifer, Sara, Pablo, Rosa, Rafa, Ibrahim, Sebla, María y a todas las personas que de un modo u otro pasaron por el grupo de investigación y nos ofrecieron su amistad. ¡Sin tod@s no habría sido lo mismo!

¡Gracias!

Melisa

La autora de la presente tesis durante la formación académica del período predoctoral ha contado con el soporte económico de las ayudas que se detallan a continuación, permitiéndole finalmente optar al título de Doctora:

- Beca especial asociada a actividades de I+D+i de la Universidad Politécnica de Cartagena. Referencia: 2782/09 CTA.

- Beca especial asociada a actividades de I+D+i de la Universidad Politécnica de Cartagena. Referencia: B-023/13.

Publicaciones científicas

La presente tesis doctoral ha generado las siguientes publicaciones científicas:

Gómez-Garrido, M.; Zornoza, R., Martínez-Martínez, S., Büyükkilic-Yanadarg, A., and Faz, A. Nitrogen Dynamic in Soils Amended with Legislated and Extremely High Doses of Pig Slurry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* (Publicado online).

M. Gómez-Garrido, S. Martínez-Martínez, A. Faz-Cano, A. Büyükkılıç-Yanardag and J.M. Arocena. Soil Fertility Status and Nutrients provided to Spring Barley (*Hordeum distichon* L.) by Pig Slurry. *Chilean Journal of Agricultural Research* 74(1): 73-82.

Gómez-Garrido, M., Büyükkilic-Yanadarg, A., Martínez-Martínez, S. and Faz, A. Nitrogen dynamics in undisturbed soil columns amended with raw pig slurry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (en revisión).

A continuación se exponen los proyectos I+D+i en los que la doctoranda ha participado como miembro del Grupo de Investigación Garsa de la UPCT:

Título del proyecto: **Reutilización agronómica de purines de cerdo en el valle del Guadalentín**

Entidad financiadora: Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y Federación de Cooperativas Agrarias de la Región de Murcia

Entidades participantes: Universidad Politécnica de Cartagena y Federación de Cooperativas Agrarias de la Región de Murcia

Duración: desde mayo 2007 hasta diciembre 2010

Subvención: 270 358 €

Título del proyecto: **Valorización en común de purines para fertilización de zonas agrícolas y recuperación de zonas degradadas**

Entidad financiadora: Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y Agrupación de Defensa Sanitaria de Ganado Porcino del Paretón (ADSP)-Totana

Entidades participantes: Universidad Politécnica de Cartagena y ADSP del Paretón-Totana

Duración: desde junio 2010 hasta diciembre 2010

Subvención: 89 500 €

Título del proyecto: **Gestión integral en común de purines mediante valorización agronómica sostenible**

Entidad financiadora: Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y AdespoLorca

Entidades participantes: Universidad Politécnica de Cartagena y AdespoLorca

Duración: desde junio 2010 hasta diciembre 2010

Subvención: 67 000 €

Título del proyecto: **Técnicas de valorización agronómica de purines y control de fugas y emisiones**

Entidad financiadora: Centro de Desarrollo Tecnológico Industrial (CDTI)

Entidades participantes: Universidad Politécnica de Cartagena y Lorcaporc S.L.

Fecha Inicio: desde abril 2009 hasta abril 2011

Subvención: 157 760 €

Las consecuencias del N se están propagando y afectando a la salud de agroecosistemas y ciclos biogeoquímicos. Las perspectivas de futuro son interesantes tanto a nivel regional como global. Considerando que el N desempeña un papel fundamental para la producción de alimentos, son pocas cosas las que se pueden hacer para disminuir la cantidad del N antropogénico creado. Desde un punto de vista científico, los esfuerzos deben enfocarse en entender el destino y las consecuencias del N introducido y donde sea posible, aumentar la eficiencia del uso del N producido. En países como España y comunidades autónomas como la Región de Murcia que presentan una alta producción de subproductos ganaderos, el consumo de fertilizantes debería de reducirse a la vez que se valorizan estos subproductos como abono organo-mineral. La valorización agronómica de purines de ganado porcino es una práctica tradicional que resulta crucial estudiarla tanto técnica como medioambientalmente en condiciones de clima semiárido y desde el punto de vista tanto de la legislación europea, como de los ámbitos nacional y autonómico, que son de aplicación. Por este motivo resultó interesante que en esta tesis doctoral se aplicaran diferentes dosis de purines en suelo: 170 (legislada por la Unión Europea, Directiva 91/676/EEC y RD 261/1996), 340, 510 y 1700 kg de N por ha y año y se estudiaran las diferentes propiedades y características del sistema suelo-agua-planta, especialmente las relacionadas con el ciclo de N. También se evaluaron otros aspectos fundamentales como la influencia de la fertilidad del suelo, el rendimiento de cultivos de cereal, el potencial de lixiviación de compuestos de N como NO_3^- , NH_4^+ y N total soluble y los efectos medioambientales que podría causar la aplicación de dosis no recomendadas o vertidos de purines en suelos agrícolas. Los resultados destacan un aumento del rendimiento de biomasa de cebada en la zona de estudio de Doña Inés para las dosis de aplicación de 170 kg N (9543 kg ha^{-1}) y 340 kg N ($13\,420 \text{ kg ha}^{-1}$) frente al tratamiento control (7990 kg ha^{-1}) en la cosecha del año 2010. Para suelos incubados con purines de cerdo los procesos de nitrificación se incrementaron con el tiempo de incubación hasta $39\text{-}45 \text{ mg kg}^{-1}$ para los tratamientos Control y dosis de 170 kg N ha^{-1} y hasta $54\text{-}285 \text{ mg kg}^{-1}$ para la dosis de $1700 \text{ kg N ha}^{-1}$. Con respecto los resultados correspondientes a los lixiviados, estos variaron durante las 12 semanas de experimentación con valores en la CE de $0,23\text{-}1,51 \text{ dS m}^{-1}$, en el pH de $7,0\text{-}8,3$ y en el N-NH_4^+ los valores fueron iguales o inferiores a 1 mg L^{-1} . Del estudio se concluye que el uso de dosis recomendadas a largo plazo es muy útil para reducir costes en fertilizantes químicos y mantener los niveles de nutrientes en suelos, con tasas de nitrificación y mineralización compatibles con la temporalidad de los cultivos. Por otra parte, los efectos a largo plazo de dosis no recomendadas o sobredosis de purines de hasta 10 veces la dosis aconsejada implicarían potentes consecuencias medioambientales como emisión de gases de N y lixiviación de compuestos de N como NO_3^- y N orgánico hasta los 100 días posteriores a la aplicación. En estas condiciones la dinámica de N llega a estar muy influenciada por las propiedades del suelo tales como el contenido en sales y en carbonatos.

Gómez-Garrido, M., 2014

The consequences of N are spreading and affecting the health of agroecosystems and biogeochemical cycles. Future prospects are interesting in both regionally and globally. Whereas N plays a key role in food production, there are few things that can be done to decrease the amount of the anthropogenic N created. From a scientific point of view, efforts should focus on understanding the fate and consequences of the N introduced and increasing the N use efficiency produced where is possible. In countries like Spain and regions such as Murcia which have a high production of livestock waste, fertilizer consumption should be reduced and be exploited as fertilizer and nutrient supply. The agronomic recycling of pig slurry is a traditional practice that is crucial both technically and environmentally study in semiarid climate conditions and applies European and Spanish legislation. For this reason it was interesting in this thesis applied different doses of manure in soils: 170 (legislated by the European Union Directive 91/676/EEC and RD 261/1996), 340, 510 and 1700 kg N per ha and year and study different properties and characteristics of the soil-water-plant system, especially those matters related to N. Other fundamental issues such as the influence of soil fertility, the cereal crop yields, the potential for leaching from N as NO_3^- , NH_4^+ and total soluble N and the environmental effects that might arise from the pig slurry application of not recommended doses or discharges of manure in agricultural soils were also evaluated. The results highlight an increase of biomass yield of barley in the study area of Doña Inés for application rates of 170 kg N ha⁻¹ (9543 kg ha⁻¹) and 340 kg N ha⁻¹ (13 420 kg ha⁻¹) compared to the control treatment (7990 kg ha⁻¹) in the harvest of 2010. The incubation of amended soils showed that nitrification increased with the incubation time up to 39-45 mg kg⁻¹ for treatments 170 kg N ha⁻¹ and Control and up to 54-285 mg kg⁻¹ for dose 1700 kg N ha⁻¹. Regarding the leachate results, these varied during the 12 weeks of experimentation with values from 0,23 to 1,51 dS m⁻¹ for EC, pH of 7,0 to 8,3 and the NH_4^+ -N values were equal to or less than 1 mg L⁻¹. The study concludes that long term experiments with recommended doses are very useful to reduce costs of chemical fertilizers and to maintain the nutrient levels in soils, with nitrification and mineralization rates consistent with the temporary crops. However, long-term effects of non-recommended doses or overdoses of slurry up to 10 times the recommended dose involve significant environment impacts such as N emissions and N leaching of NO_3^- -N and organic soluble N until 100 days after application. Under these conditions the N dynamic becomes very influenced by soil properties such as the salts content and carbonates.

Gómez-Garrido, M., 2014

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS.....	i
ASPECTOS DE INTERÉS RELACIONADOS CON LA TESIS DOCTORAL.....	iii
PUBLICACIONES CIENTÍFICAS.....	iii
PARTICIPACIÓN EN PROYECTOS I+D+i.....	iv
RESUMEN.....	v
ABSTRACT.....	vii
ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiii
ÍNDICE DE TABLAS.....	xvii
ÍNDICE DE ABREVIATURAS.....	xxi

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Capítulo 1. PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS.....	1
1.1 ORIGEN DE LA TEMÁTICA DESARROLLADA EN LA TESIS.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	2
1.3 CRONOGRAMA.....	3
1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	4
 Capítulo 2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y	
DINÁMICA DE N EN SUELO.....	6
2.1 PURÍN DE CERDO.....	6
2.1.1 Concepto.....	6
2.1.2 Composición.....	6
2.1.3 Problemática ambiental de los purines.....	8
2.1.4 Legislación aplicable.....	10
2.1.5 Tratamientos.....	16
2.1.6 Valorización agronómica de purines.....	18
2.1.7 Valorización de purines dentro de una agricultura sostenible.....	21
2.2 DINÁMICA DE NITRÓGENO.....	22
2.2.1 El Nitrógeno y sus formas en el purín de cerdo.....	22
2.2.2 Ciclo del nitrógeno.....	26
2.2.2.1 Inmovilización, asimilación y mineralización.....	28
2.2.2.2 Microorganismos y actividad microbiana.....	28
2.2.2.3 Nitrificación y desnitrificación.....	29
2.2.2.4 Influencia del N del purín.....	30
2.2.2.5 Asimilación de N por la planta.....	31
2.2.2.6 Pérdidas de N en el suelo.....	33
 Capítulo 3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.....	35
3.1 SITUACIÓN GEOGRÁFICA.....	35
3.2 GEOLOGÍA Y RELIEVE.....	35
3.3 HIDROLOGÍA.....	41
3.4 CLIMATOLOGÍA.....	46
3.5 LITOLOGÍA.....	54
3.6 EDAFOLOGÍA.....	57

Capítulo 4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL EN	
SUELOS AGRÍCOLAS TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES DE CERDO...	61
RESUMEN.....	61
4.1 INTRODUCCIÓN.....	62
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	63
4.2.1 Áreas de estudio y diseño experimental.....	63
4.2.2 Muestreos y análisis de suelo.....	66
4.2.3 Muestreos y análisis de cereal.....	68
4.2.4 Análisis estadístico.....	69
4.3 RESULTADOS.....	70
4.3.1 Propiedades de las muestras de suelo en superficie.....	70
4.3.2 Propiedades de las muestras de suelo en profundidad y perfil.....	79
4.3.3 Biomasa y absorción de macro y micronutrientes por los cereales.....	106
4.4 DISCUSIÓN.....	115
4.4.1 Cambios en las propiedades del suelo tras la aplicación de purines.....	115
4.4.2 Rendimiento de biomasa y absorción de macro y micronutrientes.....	120
4.5 CONCLUSIONES.....	125

Capítulo 5. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE NITRÓGENO EN COLUMNAS DE	
SUELO INALTERADO ENMENDADAS CON DOSIS LEGISLADAS DE	
PURINES DE CERDO.....	126
RESUMEN.....	126
5.1 INTRODUCCIÓN.....	127
5.1.1 Generalidades de los experimentos de lixiviación.....	127
5.1.2 Finalidad del experimento de lixiviación en esta tesis doctoral.....	129
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	130
5.2.1 Columnas de suelo experimentales y purines usados como enmienda.....	130
5.2.2 Diseño experimental.....	131
5.2.3 Métodos analíticos.....	133
5.2.4 Cálculos y Balance de Nitrógeno.....	134
5.2.5 Análisis estadístico.....	135
5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	136
5.3.1 Volumen, conductividad eléctrica, pH y E_h en lixiviados.....	136
5.3.2 Influencia de la aplicación de purines en la concentración de $N-NH_4^+$ y N orgánico de los lixiviados.....	137
5.3.3 Influencia de la aplicación de purines en la concentración de $N-NO_3^-$ de los lixiviados.....	140

5.3.4	Influencia de la aplicación de purines en las fracciones de N del suelo superficial.....	142
5.3.5	Balance de nitrógeno y correlaciones entre propiedades.....	145
5.4	CONCLUSIONES.....	149

Capítulo 6. DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS DE PURINES..... 151

RESUMEN.....	151
6.1 INTRODUCCIÓN.....	152
6.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	154
6.2.1 Suelos y enmienda usada.....	154
6.2.2 Diseño experimental.....	155
6.2.3 Métodos analíticos.....	156
6.2.4 Procesamiento de datos y análisis estadístico.....	156
6.3 RESULTADOS.....	157
6.3.1 Propiedades físico-químicas y bioquímicas del suelo.....	157
6.3.2 Dinámica y cinética de Nitrógeno en suelos tratados con purín de cerdo.....	162
6.3.3 Efectos de los factores sobre la incubación.....	165
6.3.4 Balance de Nitrógeno.....	166
6.4 DISCUSIÓN.....	167
6.4.1 Evolución de las propiedades del suelo con la incubación.....	167
6.4.2 Dinámica de Nitrógeno.....	169
6.5 CONCLUSIONES.....	172

Capítulo 7. CONCLUSIONES..... 173

Capítulo 8. REFERENCIAS..... 176

ANEXO FOTOGRÁFICO

- 1. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL EN SUELOS AGRÍCOLAS TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES DE CERDO.**
- 2. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE NITRÓGENO EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS CON DOSIS LEGISLADAS DE PURINES DE CERDO.**
- 3. DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS DE PURINES.**

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.4.1.** Cronograma de los ensayos experimentales.
- Figura 1.4.2.** Localización espacial de los ensayos experimentales. Pareja 1: agricultor 1 + ganadero 1 (La Hoya); Pareja 2: agricultor 2 + ganadero 2 (Doña Inés).
- Figura 2.1.1.1.** Cerdos estabulados.
- Figura 2.1.1.2.** Muestra de purín porcino bruto.
- Figura 2.1.6.1.** Destino de las deyecciones líquidas al salir de la explotación (**MARM**, 2010).
- Figura 2.1.6.2.** Sistemas de abonado/aplicación de purín en campo (**MARM**, 2010).
- Figura 2.1.6.3.** Valor fertilizante del nitrógeno, fósforo y potasio contenido en los abonos orgánicos (**Irañeta et al.**, 2011)
- Figura 2.1.6.4.** Diferentes formas del N en distintos abonos orgánicos (**Ziegler**, 1991).
- Figura 2.2.1.1.** Formas de N en el purín de cerdo (**Hackett**, 2007). NT: nitrógeno total
- Figura 2.2.1.3.** Dosis promedio acordes a los datos experimentales y al RD 324/2000.
- Figura 2.2.2.1.** El ciclo del N en el suelo (**Stevenson**, 1982).
- Figura 2.2.5.1.** Principales procesos de pérdida de N desde el suelo. Letras en negrita indican pérdidas de N del sistema (**Stevenson y Cole**, 1999).
- Figura 3.1.1.** Ubicación geográfica de las dos zonas de estudio (Fuente: Google Earth).
- Figura 3.2.1.** Mapa geológico de la Región de Murcia (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.2.2.** Mapa de pendientes de la Región de Murcia (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.2.3.** Mapa de elevaciones de las sierras de la Región de Murcia. Realizado a partir de las curvas de nivel de los mapas 1:25000 del ING y del modelo digital de elevaciones (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.3.1.** Marco territorial y administrativo de la demarcación hidrográfica del Segura (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.3.2.** Mapa de balance hídrico de los acuíferos de la Región de Murcia (año 1991) (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.3.3.** Simulación del mapa de profundidad (en metros por debajo de la superficie terrestre) del nivel freático en España (**Miguez-Macho et al.**, 2013).
- Figura 3.4.1.** A) Mapa del valor medio de la temperatura media anual. B) Mapa del valor medio de las temperaturas máximas anuales. C) Mapa del valor medio de las temperaturas mínimas anuales (**Romero Díaz**, 2007).
- Figura 3.4.2.** Mapa de precipitación máxima diaria (**Romero-Díaz**, 2007).
- Figura 3.4.3.** Distribución de estaciones climáticas del SIAM en la Región de Murcia (**Romero Díaz**, 2007).

Figura 3.4.4. Temperaturas máximas, mínimas y medias acontecidas en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011 (Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

Figura 3.4.5. Precipitaciones máximas, mínimas y medias acontecidas en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011 (Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

Figura 3.5.1. Mapa litológico de la Región de Murcia (**Romero Díaz**, 2007).

Figura 3.6.1. Mapa de tipos de suelos en la Región de Murcia (**Romero Díaz**, 2007).

Figura 4.2.1.1. Cronograma temporal de las actividades realizadas en el periodo de experimentación 2009-2011. Muestreo de suelo: PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC1: final cultivo 1; PC2: pre-cultivo 2; FC2: final cultivo 2.

Figura 4.3.2.1. Cambios del pH en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.2. Cambios de CE en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.3. Cambios del P Olsen en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.4. Cambios de N-NO_3^- en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.5. Cambios de N-NH_4^+ en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.6. Cambios de CO en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.7. Cambios de Na intercambiable en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.8. Cambios de CIC en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.9. Cambios de Cu extraído con DTPA en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.2.10. Cambios de Zn extraído con DTPA en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Figura 4.3.3.1. Relación entre biomasa de cereal de 2010 y 2011 y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT= control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia). PC1: pre-cultivo 1; FC1: fin de cultivo 1; PC2: pre-cultivo 2; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa. DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Figura 4.3.3.2. Relaciones entre absorción de nutrientes en 2010 (S1: trigo y S2: cebada) y 2011 (S1 y S2: cebada) y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (0-30 cm de profundidad, CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia). PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa.

Figura 4.3.3.3. Relaciones entre absorción de nutrientes en 2010 (S1: trigo y S2: cebada) y 2011 (S1 y S2: cebada) y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia). PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa. DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Figura 5.3.1.1. Volumen, CE, pH y E_h de lixiviados procedentes de las columnas con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purines de cerdo y columnas sin aplicación (CT). P: agua de precipitación simulada. Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). CE: conductividad eléctrica; E_h: potencial redox.

Figura 5.3.2.1. Progreso de las curvas y de la acumulación de N-NH₄⁺, NO y N-NO₃⁻ en lixiviados. Líneas continua y discontinua: cantidad acumulada de N en el lixiviado de cada columna con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purines de cerdo y sin

aplicación (CT). Símbolos: concentraciones de N en lixiviados. Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). NO: nitrógeno orgánico.

Figura 5.3.4.1. Concentraciones de varias formas de N en la capa de suelo superficial de las columnas (0-5 cm) durante diferentes periodos de muestreo (mg N kg de suelo seco). Columnas con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purín de cerdo y sin aplicación (CT). Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). NTK: nitrógeno total Kjeldahl; NO: nitrógeno orgánico; NI: nitrógeno inorgánico.

Figura 6.3.1.1. Actividades ureasa y proteasa durante la incubación del CT y suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N ha⁻¹ y D2: 1700 kg N ha⁻¹) en suelo 1 (A, C) y suelo 2 (B, D). Las barras de error denotan la desviación estándar. Dentro de cada suelo y muestreo, las medias con diferentes letras indican diferencias significativas (P<0,05). El cuadro pequeño insertado representa los primeros 20 días de incubación.

Figura 6.3.2.1. Cantidades acumuladas de N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ y N inorgánico durante la incubación del control (CT: suelo sin enmendar) y suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N y D2: 1700 kg N) para el suelo 1 (A, C, E) y el suelo 2 (B, D, F). Las líneas representan el ajuste de los resultados a modelos de cinética de primer orden (líneas discontinuas) y polinómica (líneas continuas). Las barras de error denotan la desviación estándar. El cuadro pequeño insertado representa los primeros 20 días de incubación.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.2.1. Características físico-químicas de diferentes tipos de purines de cerdo (Sánchez y González, 2005).

Tabla 2.1.2.2. Rango de tasas de emisión porcina (en unidades de $\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$ a menos que se indique lo contrario) (Hobbs *et al.*, 1998).

Tabla 2.1.5.1. Tratamiento intermedio de deyecciones porcinas (MARM, 2010).

Tabla 2.2.1.1. Equivalencias en UGM (Unidad de Ganado Mayor) de los distintos tipos de ganado porcino, el contenido en nitrógeno de sus estiércoles al inicio del período de almacenamiento y el contenido en nitrógeno por unidad de volumen para cada tipo de animal (Fuente: modificación de la tabla procedente del RD 324/2000).

Tabla 3.3.1. Ríos más importantes de la cuenca del Segura (Romero Díaz, 2007).

Tabla 3.4.1. Información meteorológica en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011 (Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

Tabla 4.2.1.1. Media (y desviación estándar) de las muestras de purines recogidas en las explotaciones porcinas de La Hoya y de Doña Inés en Lorca (n=3).

Tabla 4.2.2.1. Media (y desviación estándar) de las muestras de suelo en superficie (0-30 cm) recogidas en las explotaciones agrícolas de La Hoya y de Doña Inés en Lorca.

Tabla 4.3.1.1. Media (y desviación estándar) del pH, CE, CaCO_3 y P Olsen en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$; D2=340 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.1.2. Media (y desviación estándar) de N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NTK, CO y relación C/N en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$; D2=340 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.1.3. Media (y desviación estándar) de cationes intercambiables Na, K, Mg y CIC en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$; D2=340 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.1.4. Media (y desviación estándar) de metales Cu, Zn, Fe y Mn extraídos con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo

(CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.1. Media (y desviación estándar) del pH en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2 = 340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.2. Media (y desviación estándar) de la CE en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.3. Media (y desviación estándar) del P Olsen en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.4. Media (y desviación estándar) de N-NO₃⁻ en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.5. Media (y desviación estándar) de N-NH₄⁺ en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.6. Media (y desviación estándar) de CaCO₃ y NTK en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.7. Media (y desviación estándar) de CO en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.8. Media (y desviación estándar) de Na intercambiable en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.9. Media (y desviación estándar) de cationes intercambiables K y Mg en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.10. Media (y desviación estándar) de CIC en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2 = 340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.11. Media (y desviación estándar) de Cu extraído con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.12. Media (y desviación estándar) de Zn extraído con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.2.13. Media (y desviación estándar) de metales Mn y Fe extraídos con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Tabla 4.3.3.1. Correlaciones estadísticas significativas entre macronutrientes (N, P, K, Mg) y micronutrientes (Zn, Fe, Cu y Mn) y biomasa de cereal crecido en 2010 y 2011 en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia).

Tabla 4.3.3.2. Correlaciones estadísticas significativas entre N-NO₃⁻ disponible, N-NH₄⁺ disponible, NTK, P Olsen, K, Mg y Na intercambiable y DTPA Zn, Fe, Cu y Mn y absorción

de N, P, K, Mg, Na, Zn, Fe, Cu y Mn en granos y espiga de cereal crecido en 2010 y 2011 en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia).

Tabla 5.2.1. Media (y desviación estándar) de las propiedades del suelo de la zona de estudio (n=9).

Tabla 5.2.2. Media (y desviación estándar) de las propiedades físico-químicas del purín de cerdo (n=3).

Tabla 5.3.5.1. Balance de masa para varias formas de nitrógeno en columnas de suelo inalterado bajo condiciones no saturadas basado en valores promedio (n=3).

Tabla 5.3.5.2. Valores predictivos y coeficientes de determinación múltiple (R²) entre las propiedades de suelo, lixiviados y suelo superficial extraído de las columnas.

Tabla 6.2.1.1. Características físico-químicas del purín de cerdo seleccionado y sus dosis de aplicación en el suelo 1 (S1) y el suelo 2 (S2). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Tabla 6.3.1.1. Propiedades físico-químicas de los suelos el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Tabla 6.3.1.2. Propiedades bioquímicas y carbono y nitrógeno soluble de los suelos el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Tabla 6.3.2.2. Ecuaciones, parámetros y coeficientes de regresión (R²) de las funciones ajustadas en los 3 tratamientos realizados para cada uno de los suelos durante la incubación para N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ y N inorgánico acumulado.

Tabla 6.3.3.1. Análisis de medidas repetidas de la varianza para N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, N inorgánico acumulado, actividad ureasa y actividad proteasa durante la incubación.

Tabla 6.3.4.1. Variación en las formas de N en suelo después de 300 días de incubación (diferencias entre los resultados del día 300 y el día 0) para el suelo control (CT) y el suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y D2: 1700 kg N ha⁻¹ año⁻¹) (n=3).

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

Abs: absoluta

AL31: estación meteorológica Totana, Lebor

CBM: carbono de la biomasa microbiana

CE: conductividad eléctrica

CIC: capacidad de intercambio catiónico

CO: carbono orgánico total

CT: control

D1 (Capítulos 4 y 6): dosis 1 ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

D2 (Capítulo 4): dosis 2 ($340 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

D2 (Capítulo 6): dosis 2 ($1700 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

DA (Capítulo 5): dosis alta ($510 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

DB (Capítulo 5): dosis baja ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

DC1 (Capítulo 4): desarrollo cultivo 1

DEWPT: punto de rocío medio

DPV: déficit de presión de vapor

DV: dirección del viento

E: este

E_h : potencial redox

ETO PM FAO: evotranspiración según FAO

FC1 (Capítulo 4): fin de cultivo 1

FC2 (Capítulo 4): fin de cultivo 2

h: hora

H: horas

Horas 0: horas con temperatura menor de 0°C

Horas 7: Horas con temperatura menor de 7°C

HR: humedad relativa

IPPC: prevención y al control integrado de la contaminación

K: conductividad hidráulica saturada

LO41: estación meteorológica Lorca, La Paca

Max: máximo

Med: media

Min: mínimo

MO: materia orgánica

msnm: metros sobre el nivel del mar

N: norte
NBM: nitrógeno de la biomasa microbiana
NI: nitrógeno inorgánico
NO: nitrógeno orgánico
NT: nitrógeno total
NTK: nitrógeno total Kjeldahl
O: oeste
P (Capítulo 5): agua de precipitación
P: p valor estadístico
p: peso
PC1: pre-cultivo 1
PC2: pre-cultivo 2
Prec: precipitación
R: coeficiente de correlación o determinación múltiple
RD: real decreto
S (Capítulo 5): semana
S: sur
S1: suelo 1 (La Hoya)
S2: suelo 2 (Doña Inés)
T^a: temperatura
v: volumen
VV: velocidad de viento
W: west

Capítulo 1

PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS

Capítulo 1. PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS

1.1 ORIGEN DE LA TEMÁTICA DESARROLLADA EN LA TESIS

A través del Programa de Colaboración “Valorización agronómica de purines en el Valle del Guadalentín” financiado por la Dirección General de Ganadería y Pesca de la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia y la Federación de Cooperativas Agrarias de la Región de Murcia y coordinado por la Universidad Politécnica de Cartagena llegaron a asociarse en parejas hasta 21 ganaderos con 21 agricultores, entre 2007 y 2009, de diferentes municipios del Valle del Guadalentín, como Alhama de Murcia, Lorca, Puerto Lumbreras y Totana. La finalidad del programa fue, por un lado, la gestión de manera sostenible de los subproductos generados en las explotaciones de porcino, contribuyendo de este modo al impacto ambiental que se produce, de acuerdo con la Directiva IPPC y por otro lado, el establecimiento de un sistema piloto de gestión de subproductos ganaderos, basándose en medidas preventivas, que permitiese su aprovechamiento óptimo, sin riesgos de contaminación para el sistema agua-suelo-planta en suelos agrícolas. Para ello, en primer lugar, se pusieron en contacto los ganaderos que presentaban excedentes de subproductos porcinos con los agricultores de la zona con el propósito de mejorar la calidad de sus suelos y reducir los gastos de fertilizantes. Y posteriormente, a través de los correspondientes muestreos de suelo, purines, agua de riego y cultivo se realizó un seguimiento temporal del sistema suelo-planta.

De dicho programa surgió la necesidad de conocer más en detalle la problemática asociada al manejo de subproductos ganaderos y estudiar los riesgos ambientales derivados en lo que respecta a la dinámica del nitrógeno, motivos por los cuales se pensó en el desarrollo de la presente tesis doctoral. Del citado estudio se seleccionaron para llevar a cabo esta investigación 2 explotaciones ganaderas y 2 explotaciones agrícolas con cultivos de secano, ambas situadas en Lorca, concretamente en los municipios de La Hoya y de Doña Inés, en la Región de Murcia (Figura 1.4.2).

1.2 OBJETIVOS

El objetivo general de la presente investigación fue la valorización agronómica de purines de ganado porcino como fertilizante orgánico mineral de acuerdo al RD 261/1996, a través de un programa de manejo sostenible para su utilización en agricultura. Para conseguir dicho objetivo se realizaron, en primer lugar, un experimento de microparcels en campo, seguidamente un ensayo de lixiviación en columnas de suelo inalterado y, posteriormente, un test de incubación. En general, todos estos ensayos permitieron conocer la evolución de las características y propiedades edáficas del sistema suelo-agua-planta estableciendo dosis óptimas de aplicación con el fin de conseguir una reducción del impacto ambiental generado por estos subproductos. Todo ello con especial énfasis al ciclo del nitrógeno.

Los objetivos del primer experimento de microparcels en campo fueron:

- a) cuantificar el aumento en macro (N, P, K, Mg) y micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) en 2 suelos del sureste español enmendados con dosis 1 (D1): 170 kg N ha⁻¹ (legislada por el RD 261/1996) y dosis 2 (D2): 340 kg N ha⁻¹ y evaluar los perfiles de lixiviación de las principales propiedades físico-químicas.
- b) conocer el efecto de la aplicación de purines sobre el rendimiento agrícola obtenido, y la absorción de nutrientes en 2 cosechas de cereal.

Por su parte, los objetivos del ensayo de lixiviación en columnas de suelo inalterado, fueron:

- a) cuantificar las fracciones de N en los lixiviados procedentes de columnas de suelo inalterado calcáreo enmendadas con dosis bajas (170 kg N) y dosis altas (510 kg N) de purines de cerdo y sometidas a eventos de lluvia simulados en laboratorio.
- b) estudiar temporalmente los procesos específicos de N, mineralización, nitrificación y pérdidas de N que experimenta el suelo enmendado (dosis legislada y 3 x dosis legislada) bajo condiciones de irrigación.

Finalmente, el test de incubación, último ensayo de esta tesis, se llevó a cabo bajo condiciones de laboratorio siendo los objetivos del mismo:

- a) conocer los efectos a medio-largo plazo de la aplicación de purines en dosis legisladas (D1-170 kg N) y dosis excesivas (D2-1700 kg N) del ciclo del Nitrógeno en suelos agrícolas.
- b) estudiar la disponibilidad de N en suelo bajo condiciones controladas, que permita proporcionar información de apoyo sobre la importancia agronómica del uso de purines como enmienda en suelos.

1.3 CRONOGRAMA

En las siguientes figuras se puede visualizar el cronograma de trabajo experimental, con la duración de los experimentos y el enfoque fotográfico de cada una de las explotaciones:

Figura 1.4.1. Cronograma de los ensayos experimentales.

Figura 1.4.2. Localización espacial de los ensayos experimentales.

Pareja 1: agricultor 1 + ganadero 1 (La Hoya); Pareja 2: agricultor 2 + ganadero 2 (Doña Inés).

1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS

La presente tesis doctoral está estructurada en 8 capítulos, seguidos de un anexo fotográfico. A continuación, se presenta la organización detallada junto con un breve resumen de cada capítulo.

Capítulo 1. Planteamiento y objetivos

En el primer capítulo se ha realizado una breve introducción sobre la necesidad de esta investigación y como surgió la temática de esta tesis doctoral. Además se mencionan los objetivos de esta investigación y se presentan el cronograma de trabajo realizado y la situación fotográfica de los ensayos experimentales.

Capítulo 2. Valorización de purines de cerdo y dinámica de N en suelo

El segundo capítulo trata sobre los aspectos generales de los purines de cerdo, incluyendo su problemática, legislación aplicable y su valorización agronómica. Este capítulo también alude a los conceptos y procesos específicos del ciclo del N y su relación con la valorización de purines con fines agrícolas.

Capítulo 3. Características generales de las zonas de estudio

Este capítulo presenta las principales características geográficas y edafológicas de las zonas de estudio seleccionadas.

Capítulo 4. Fertilidad y rendimiento de cultivos de cereal en suelos agrícolas tras 2 aplicaciones de purines de cerdo

El capítulo cuarto expone un experimento de microparcels en campo que han sido tratadas con purines y se han estudiado con el tiempo las propiedades del sistema suelo-planta.

Capítulo 5. Lixiviación y dinámica de Nitrógeno en columnas de suelo inalterado enmendadas con dosis legisladas de purines de cerdo

En el capítulo quinto se presenta un experimento realizado en laboratorio de columnas de suelo inalterado las cuales han sido enmendadas con purines y se ha estudiado la evolución temporal de las características del suelo y de los lixiviados recogidos.

Capítulo 6. Dinámica del Nitrógeno en suelos enmendados con dosis legisladas y extremadamente altas de purines

Este capítulo ofrece un ensayo de incubación de suelos enmendados con purines de cerdo en condiciones de laboratorio.

Capítulo 7. Conclusiones

El séptimo capítulo presenta las conclusiones derivadas de los capítulos cuarto, quinto y sexto sobre los tres experimentos realizados.

Capítulo 8. Referencias

En el octavo y último capítulo aparecen recopiladas todas las referencias citadas en la presente tesis doctoral.

Anexo Fotográfico

El anexo fotográfico de la presente tesis doctoral expone algunas de las fotografías realizadas durante la ejecución de los diferentes experimentos de microparcels, columnas e incubación.

Capítulo 2

VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

Capítulo 2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

2.1 PURÍN DE CERDO

2.1.1 Concepto

Según el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia, el purín se define como la mezcla resultante producida por excretas sólidas, y sobre todo líquidas, de ganado (porcino, vacuno, etc.) que no usa paja u otro material para cama, junto con pelos, escamas, agua de bebederos y de limpieza, restos de comida, etc. Se considera como un producto de naturaleza orgánica, muy heterogéneo, que puede utilizarse como fertilizante o enmienda del suelo, gran parte de estos productos provienen de los residuos de los animales en granjas o explotaciones ganaderas (estiércol bovino, lisier bovino, lisier porcino, estiércol ovino, gallinaza, compost, etc.) y el resto proceden de la transformación de los residuos sólidos urbanos y de los lodos generados en depuradoras los cuales también se consideran abonos orgánicos.

Figura 2.1.1.1. Cerdos estabulados.

Figura 2.1.1.2. Muestra de purín porcino bruto.

2.1.2 Composición

La composición de los purines de cerdo puede ser muy heterogénea de unas granjas a otras, viéndose afectada por los siguientes factores:

- Tipo de animales: raza, edad, estado fisiológico, etc.
- Tipo de granja: cebo, precebo, ciclo cerrado, producción de lechones, cerdas reproductoras y verracos.
- Manejo de la explotación: tipo de piensos, infiltraciones.
- Gestión del agua de bebida: tipo y caudal de los bebederos, presencia o ausencia de fugas en la canalización, etc.
- Dilución por aguas de lluvia o de limpieza.

2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

- Otros factores: instalaciones, almacenamiento y tiempo en la fosa, época del año, etc.

El reciclaje de los purines de cerdo como fertilizante en agricultura viene promovido principalmente por su contenido en materia orgánica, macronutrientes (N, P y K) y micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) disponibles para las plantas y limitado por su elevada CE, metales pesados y microorganismos fecales y patógenos. En la Tabla 2.1.2.1 se muestra el promedio de los valores físico-químicos de los purines para su caracterización analítica.

Tabla 2.1.2.1. Características físico-químicas de diferentes tipos de purines de cerdo (Sánchez y González, 2005).

Parámetro ¹	Maternidad (n=64)		Cebo (n=52)		Ciclo Cerrado (n=35)	
	Media	%	Media	%	Media	%
CE (S m ⁻¹)	1,24		1,33		1,86	
Densidad (g cm ⁻³)	1,01		1,02		1,02	
pH (1:2)	7,7		7,5		7,5	
Cenizas (g kg ⁻¹)	7,0	0,7	9,0	0,9	11,6	1,2
Materia seca (g kg ⁻¹)	21,4	2,1	36,1	3,6	42,5	4,3
Materia húmeda (g kg ⁻¹)	979	98	964	96	957	96
Materia orgánica (g kg ⁻¹)	14,4	1,4	27,0	2,7	31,8	3,2
Cloruros (g kg ⁻¹)	0,87	0,09	0,76	0,08	1,07	0,11
N-NH ₄ ⁺ (g kg ⁻¹)	1,5	0,2	1,7	0,2	2,4	0,2
N-inorgánico (g kg ⁻¹)	2,1	0,2	2,5	0,2	3,3	0,3
N-orgánico (g kg ⁻¹)	0,7	0,1	0,7	0,1	0,9	0,1
N-total (g kg ⁻¹)	2,6	0,3	3,1	0,3	4,1	0,4
P-inorgánico (g kg ⁻¹)	0,51	0,05	0,67	0,07	0,83	0,08
P-orgánico (g kg ⁻¹)	0,12	0,01	0,11	0,01	0,18	0,02
P-total (g kg ⁻¹)	0,69	0,07	0,77	0,08	0,99	0,10
C/N total	2,8		4,6		3,9	
C/N orgánico	20,6		28,6		27,1	
K (g kg ⁻¹)	0,86	0,09	0,75	0,07	1,37	0,14
Mg (g kg ⁻¹)	0,17	0,02	0,23	0,02	0,28	0,03
Ca (g kg ⁻¹)	0,80	0,08	1,21	0,12	1,41	0,14
Na (g kg ⁻¹)	0,21	0,02	0,23	0,02	0,26	0,03
Zn (mg kg ⁻¹)	19,7	0,002	24,9	0,002	30,6	0,003
Cu (mg kg ⁻¹)	8,9	0,001	13,3	0,001	18,6	0,002
Pb (mg kg ⁻¹)	0,19	0,000	0,32	0,000	0,40	0,000
Mo (mg kg ⁻¹)	0,18	0,000	0,35	0,000	0,39	0,000
Al (mg kg ⁻¹)	18,9	0,002	36,9	0,004	56,3	0,006
Mn (mg kg ⁻¹)	8,3	0,001	12,7	0,001	17,0	0,002
Fe (mg kg ⁻¹)	59,8	0,006	81,5	0,008	89,4	0,009

¹ CE: conductividad eléctrica.

Para un mismo tipo de explotación porcina se observa una gran variabilidad en la composición de los purines generados, según se alojen lechones, cerdos de cebo, cerdas reproductoras o verracos. Más del 90% del contenido de los purines es agua, entre el 2% y el 4% es materia seca y del resto de componentes destaca el contenido de materia orgánica (1-3%), nitrógeno total (0,2-0,4%), fósforo total (0,07-0,10%), calcio (0,08-0,14%), magnesio (0,02-0,03%) y potasio (0,09-0,14%).

En lo que respecta a los componentes olorosos de los purines, según **Hobbs et al.** (1995) existen 15 que son bastante importantes, siendo la mayoría de estos de naturaleza proteica (**Hammond et al.**, 1995). En un estudio realizado por **Hobbs et al.** (1998) los principales compuestos olorosos que fueron identificados pertenecen a sulfhídrico, ácidos grasos volátiles y compuestos con grupos fenólicos e indólicos. En la siguiente tabla se puede observar el rango de tasas de emisión de purines de distinta composición medidas en 200 litros de purín, en una superficie de 1 m² que se mantenía con agitación.

Tabla 2.1.2.2. Rango de tasas de emisión porcina (en unidades de mg m⁻² min⁻¹ a menos que se indique lo contrario) (**Hobbs et al.**, 1998).

Parámetro	Tasa de emisión	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
Concentración de olor (tasa de olor m ⁻¹ min ⁻¹)	1,36 x 10 ⁶	1,01 x 10 ⁶	3,23 x 10 ⁵	2,65 x 10 ⁶
CO ₂	1056	352	549	1660
CH ₄	9,2	4,8	4,8	17,9
H ₂ S	215	83,9	105	337
NH ₃	2,2	1,8	0,35	5,9
Fenol	0,21	0,25	0,0068	0,58
4-Metilfenol	0,44	0,40	0,0125	1,06
4-Etilfenol	0,07	0,069	0,0001	0,18
Indol	0,20	0,20	0,00001	0,48

2.1.3 Problemática ambiental de los purines

Durante las últimas décadas, el crecimiento del censo y la densidad porcina han llevado asociados un aumento de la dimensión media de las explotaciones ganaderas, que ha propiciado una intensificación de animales dando lugar a la desvinculación de la agricultura de la ganadería por la incorporación de “inputs” en exceso en la actividad agrícola. Es por ello que una de las alternativas para gestionar el volumen de subproductos ganaderos generados es su reciclaje y valorización en suelos agrícolas como fertilizante orgánico-mineral. Algunas de las ventajas asociadas al reciclaje de purines, además de un ahorro en fertilizantes químicos, son una mejora de la fertilidad física, química y biológica del suelo (apartado 2.1.6). Sin embargo un manejo o gestión inadecuada de los purines generados desencadena una problemática ambiental, de la que hoy en día la sociedad puede estar bastante concienciada, todo ello ligado a una liberación al medioambiente de determinadas sustancias usadas en las instalaciones porcinas (aditivos, zoonosanitarios y productos farmacológicos, etc.) y de subproductos metabólicos y de degradación derivados (**De la Torre et al.**, 2000). A modo de resumen, los principales efectos ambientales de la actividad ganadera, basándose en diferentes normativas, son los siguientes:

2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

En suelo:

- Costras en superficie: aumento de escorrentía superficial
- Episodios pasajeros de anaerobiosis
- Fitotoxicidad
- Lixiviación de N
- Desequilibrios nutricionales
- Vertidos incontrolados (afectan tanto a suelos como aguas)
- Contaminación por metales y fármacos
- Bioacumulación de metales (Cu y Zn)
- Salinización

En la atmósfera:

- Malos olores, derivados de compuestos volátiles de los animales y sus excrementos
- Contaminación biológica: dispersión de patógenos
- Emisión de gases de efecto invernadero
- Evaporación de compuestos amoniacales y putrefacción de materia orgánica
- Emisiones de NH_3 , H_2S y CH_4 en condiciones de anaerobiosis
- Contaminación de la atmósfera por NH_3 , H_2S , NO_x , compuestos volátiles y otros gases (de las balsas de almacenamiento y aplicación en suelo)

En aguas:

- Contaminación de aguas superficiales y subterráneas causando eutrofización (exceso de N y P) de ríos, lagos y pantanos
- Turbidez que dificulta la fotosíntesis
- Procesos anaerobios en el fondo de los cauces
- Contaminación biológica: difusión de microorganismos patógenos
- Deterioro de la calidad de aguas para consumo (máximo permitido: 50 ppm NO_3^- según la **OMS** (2003) y la Directiva 91/676/CEE)
- Ambiente reductor por disminución de O_2 disuelto

En animales y humanos:

- Enfermedades por consumo de aguas y plantas contaminadas
- Metahemoglobina y trastornos gástricos

En plantas:

- Bioacumulación de metales
- Desarrollo de malas hierbas

- Desequilibrios nutricionales
- Fitotoxicidad y alteraciones fisiológicas
- Sequía fisiológica por salinización

Como consecuencia de los efectos ambientales señalados anteriormente, los empresarios del sector alimentario están cada vez más sometidos a las normas de protección del medioambiente, cuyo incumplimiento puede estar sancionado, no sólo administrativamente, sino también con penas pecuniarias y de prisión. Sobre la resolución judicial de estas negligencias, los medios de comunicación han reportado sanciones económicas, según los perjuicios originados, por vertidos no permitidos, deterioro del medioambiente y la violación de la Ley de aguas, junto a la inhabilitación temporal para ejercer profesiones relacionadas con la ganadería. En muchos casos también se solicita que se reparen en la medida de lo posible los daños provocados al medioambiente por los actos negligentes de los empresarios, aunque en determinadas ocasiones los daños son irreparables. Con ello y con todo, de manera general resulta una herramienta fundamental e imprescindible la cooperación de ganaderos y administraciones públicas con el objetivo básico de proteger el medioambiente y el deterioro de recursos territoriales tan esenciales como lo son el suelo y el agua.

2.1.4 Legislación aplicable

A continuación se detalla brevemente el acervo de legislación más relevante relacionada de manera directa o indirecta con la temática tratada de subproductos de origen animal, su producción, aprovechamiento, tratamiento y/o eliminación, tanto en el ámbito de la UE como en el nacional y regional, principalmente considerándose explotaciones de ganado intensivas, ya que las extensivas existen en el país en menor proporción. Dentro del apartado de legislación regional se mencionan incluso las órdenes mediante las cuales se han subvencionado los programas de colaboración coordinados por el grupo de investigación GARSa de la UPCT.

Legislación de la Unión Europea:

- Directiva del Consejo, de 18 de marzo de 1991, relativa a los residuos.
- Directiva 91/676/CEE del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.
- Directiva 96/61/CE del Consejo de 24 de septiembre de 1996 relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación (IPCC).

2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

- Directiva 97/11/CE del Consejo de 3 de marzo de 1997 relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.
- Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos.
- Directiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.
- Reglamento (CE) N° 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo de 3 de octubre de 2002 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.
- Directiva 2002/33/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2002, por la que se modifican las Directivas 90/425/CEE y 92/118/CEE en lo que respecta a las condiciones sanitarias de los subproductos animales.
- Reglamento (CE) N° 92/2005 por el que se aplica el Reglamento (CE) N° 1774/2002 del Parlamento Europeo y del Consejo en lo que se refiere a los métodos de eliminación o a la utilización de subproductos animales.
- Reglamento (CE) N° 1013/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de junio de 2006, relativo a los traslados de residuos.
- Reglamento (CE) N° 1576/2007 de la Comisión, de 21 de diciembre de 2007, en lo que se refiere a los métodos de eliminación o a la utilización de subproductos animales.
- Directiva 2008/1/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de enero de 2008 relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación.
- Reglamento (CE) N° 777/2008 de la Comisión, de 4 de agosto de 2008, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos.
- Directiva 2009/28/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables.
- Reglamento (CE) N° 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.

- Reglamento (UE) N° 595/2010 de la Comisión, de 2 de julio de 2010 por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.
- Reglamento (UE) N° 790/2010 de la Comisión, de 7 de septiembre de 2010, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano.

Legislación Nacional:

- Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de las aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- Real Decreto 324/2000, de 3 de marzo, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas.
- Real Decreto 3482/2000, de 29 de diciembre, por el que se regula la indemnización compensatoria en determinadas zonas desfavorecidas.
- Real Decreto 4/2001, de 12 de enero, por el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente.
- Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.
- Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.
- Real Decreto 708/2002, de 19 de julio, por el que se establecen medidas complementarias al Programa de Desarrollo Rural para las Medidas de Acompañamiento de la Política Agraria Común.
- Real Decreto 1201/2002, de 20 de noviembre, por el que se regula la producción integrada de productos agrícolas.
- Ley 8/2003, de 24 de abril, de sanidad animal.
- Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.
- Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
- Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.
- Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.
- Real Decreto 1203/2006, de 20 de octubre, por el que se modifican los Reales Decretos 3482/2000, de 29 de diciembre, por el que se regula la indemnización compensatoria en determinadas zonas desfavorecidas; 4/2001, de 12 de enero, por

el que se establece un régimen de ayudas a la utilización de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente; 6/2001, de 12 de enero, sobre fomento de la forestación de tierras agrícolas y 708/2002, de 19 de julio, por el que se establecen medidas complementarias al Programa de Desarrollo Rural para las medidas de acompañamiento de la Política Agraria Común.

- Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial.
- Ley 32/2007, de 7 de noviembre, para el cuidado de los animales, en su explotación, transporte, experimentación y sacrificio.
- Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera.
- Resolución de 14 de enero de 2008, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático, por la que se publica el Acuerdo de 7 de diciembre de 2007, del Consejo de Ministros, por el que se aprueba el II Programa Nacional de Reducción de Emisiones, sobre techos nacionales de emisión de determinados contaminantes atmosféricos.
- Real Decreto 987/2008, de 13 de junio, por el que se establecen bases reguladoras para la concesión de las subvenciones destinadas a determinados proyectos de mejora de la gestión medioambiental de las explotaciones porcinas.
- Real Decreto 486/2009, de 3 de abril, por el que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores que reciban pagos directos en el marco de la política agrícola común, los beneficiarios de determinadas ayudas de desarrollo rural, y los agricultores que reciban ayudas en virtud de los programas de apoyo a la reestructuración y reconversión y a la prima por arranque del viñedo.
- Real Decreto 949/2009, de 5 de junio, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones estatales para fomentar la aplicación de los procesos técnicos del Plan de Biodigestión de purines.
- Real Decreto 1255/2010, de 8 de octubre, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones estatales para fomentar la aplicación de los procesos técnicos del Plan de Biodigestión de Purines.
- Real Decreto 100/2011, de 28 de enero, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación.
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Real Decreto 670/2013, de 6 de septiembre, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de

abril, en materia de registro de aguas y criterios de valoración de daños al dominio público hidráulico.

- Real Decreto 815/2013, de 18 de octubre, por el que se aprueba el Reglamento de emisiones industriales y de desarrollo de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.
- Ley 5/2013, de 11 de junio, por la que se modifican la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación y la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.
- Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.

Legislación Regional:

- Orden de 22 de diciembre de 1997 por la que se dan normas para la Ordenación Sanitaria y Zootécnica de las Explotaciones Porcinas en la Región de Murcia.
- Orden de 2 de noviembre de 2000 por la que se instrumenta el procedimiento para la regulación administrativa de las explotaciones porcinas, en aplicación de la disposición transitoria primera del Real Decreto 324/2000 de 3 de marzo.
- Orden de 20 de diciembre de 2001, por la que se designa las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Orden de 3 de diciembre de 2003, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por la que se aprueba el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia.
- Orden de 12 de diciembre de 2003 de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, por la que se establece el Programa de Actuación de la Zona Vulnerable correspondiente a los Acuíferos Cuaternario y Plioceno en el área definida por Zona Regable Oriental del Tránsito Tajo-Segura y el Sector Litoral del Mar Menor. Los límites son los siguientes: por el Norte: Límite de la Comunidad Autónoma; por el Oeste: Canal del Tránsito Tajo-Segura; Por el Sur: Carretera Cartagena- La Unión- La Manga y por el Este: Mar Menor.
- Orden de 22 de diciembre de 2003, por la que se designa la zona vulnerable a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Decreto Legislativo 1/2005, de 10 de junio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley del Suelo de la Región de Murcia.
- Convenio de Colaboración suscrito entre la Consejería de Industria y Medio Ambiente, la Universidad Politécnica de Cartagena y la Federación de Cooperativas Agrarias de Murcia, para el desarrollo de la Tercera Fase del Estudio sobre

Contaminación Ambiental en Balsas de Purines en la Región de Murcia, autorizado por el Consejo de Gobierno en sesión de 18 de mayo de 2007.

- Orden de 3 de marzo de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el Programa de Actuación sobre la Zona Vulnerable correspondiente a los acuíferos de las Vegas Alta y Media de la Cuenca del río Segura.
- Orden de 3 de marzo de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el Programa de Actuación sobre la Zona Vulnerable correspondiente a los Acuíferos Cuaternario y Plioceno en el área definida por Zona Regable Oriental del Tránsito Tajo-Segura y el Sector Litoral del Mar Menor.
- Ley 4/2009, de 14 de mayo, de protección ambiental integrada.
- Orden de 1 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se convocan en el ámbito de la Región de Murcia, para el año 2009, las ayudas previstas en el Real Decreto 987/2008, de 13 de junio, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones destinadas a determinados proyectos de mejora de la gestión medioambiental de las explotaciones porcinas.
- Orden de 26 de junio de 2009, de la Consejería de Agricultura y Agua por la que se designa la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca.
- Orden de 19 de abril de 2010, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece la convocatoria para el año 2010, en el ámbito de la Región de Murcia, de las ayudas previstas en el Real Decreto 987/2008, de 13 de junio, por el que se establecen las bases reguladoras de las subvenciones destinadas a determinados proyectos de mejora de la gestión medioambiental de las explotaciones porcinas.
- Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable correspondiente a los acuíferos de las Vegas Alta y Media de la cuenca del Río Segura.
- Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable correspondiente a los acuíferos cuaternario y plioceno en el área definida por zona regable oriental del trasvase Tajo-Segura y el sector litoral del Mar Menor.
- Orden de 27 de junio de 2011, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se establece el programa de actuación sobre la zona vulnerable a la contaminación por nitratos del Valle del Guadalentín, en el término municipal de Lorca.
- Orden de 14 de diciembre de 2011, por la que se dan normas para la ordenación sanitaria y zootécnica de las explotaciones porcinas en la Región de Murcia.

- Aprobación inicial de la ordenanza reguladora del vertido de lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (E.D.A.R.) y purines de explotaciones ganaderas, con fines agrícolas, 13 de junio de 2013.

La legislación que se ha considerado esencialmente en el ámbito de la presente tesis doctoral ha sido el Real Decreto 261/1996 y el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia (Orden 3 de diciembre de 2003). El Real Decreto 261/1996 se ha tenido en cuenta en todo momento para establecer las dosis de aplicación de purines en los diferentes ensayos y experimentos, 170 kg de N por hectárea y año, considerando las zonas de estudio como zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, aunque realmente no sean reconocidas como tales. También se han establecido dosis proporcionales a la dosis establecida por la legislación con el fin de conocer los efectos ambientales que conllevan cada una de ellas en el sistema suelo-planta-agua. No obstante, resaltar que el marco edafológico a nivel europeo en el que ha sido creado el Real Decreto 261/1996, puede ser bastante distinto al Mediterráneo y ser mucho más sensible a los problemas derivados por los efluentes nitrificados. Por otra parte, el Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia se ha tenido en cuenta para realizar una correcta aplicación de los purines en el suelo, siguiendo en todo momento las recomendaciones sugeridas sobre aplicación de enmiendas en el suelo agrícola, época del año, labores posteriores a la aplicación, etc.

2.1.5 Tratamientos

Debido a la enorme cantidad de purines que se desechan por la ganadería intensiva, se han desarrollado una serie de tratamientos que permiten, por una parte, cambiar el subproducto hacia un producto más inocuo, y por otra, transformarlo en otro elemento diferente que pueda ser potencialmente comercializable (**Martínez y Burton**, 1998; **Musmeci y Gucci**, 1997). Las principales técnicas para el tratamiento de excedentes ganaderos son las siguientes (pudiendo combinarse entre ellas):

- Métodos físicos: separación de sólido-líquido
 - Gravedad
 - Mecánica (tamices, separadores de tornillo, prensas, etc.)
- Métodos físico-químicos
 - Evaporación o secado
 - Filtración
 - Procedimientos mixtos
 - Stripping y absorción
- Métodos biológicos
 - Codigestión anaerobia

- Digestión aerobia o anaerobia
- Lagunas
- Nitrificación-desnitrificación
- Plantas cogeneradoras y trigeneradoras
- Plantas de compostaje
- Valorización agronómica
- Otros

En la siguiente tabla se puede observar como un 3,8% de las deyecciones porcinas se destinan a tratamientos aerobios, un 7,5% a tratamientos de separación sólido-líquido, un 5,9% a desecación. Todos ellos presentan valores muy inferiores con respecto al 80,9% de las deyecciones que no reciben tratamiento alguno.

Tabla 2.1.5.1. Tratamientos intermedios de deyecciones porcinas (MARM, 2010).

Tratamientos Intermedios	%
Digestión anaeróbica	0,43
Tratamiento aeróbico	3,8
Descomposición orgánica (compostaje)	0,28
Separación sólido-líquido	7,5
Desecación	5,9
Digestión anaeróbica y Tratamiento aeróbico	0,53
Separación sólido líquido y compostaje	0,35
Desecación y compostaje	0,30
Sin tratamiento	80,9
Total deyecciones de porcino	100

La separación sólido-líquido de los purines es uno de los tratamientos más usados en las explotaciones porcinas actualmente (Hjorth *et al.*, 2010). Este tratamiento genera una fracción sólida rica en fósforo y en materia orgánica y una fracción líquida rica en nitrógeno soluble. Las fracciones finales de esta separación son aplicadas generalmente al suelo como una fuente de nutrientes y materia orgánica. Según Walker *et al.* (2010), la aplicación al suelo de la fracción sólida y la líquida, con respecto al purín bruto, reduce los riesgos de contaminación superficial del suelo y de aguas subterráneas. Estudios recientes de Fangueiro *et al.* (2008) han mostrado que también se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero. La fracción líquida generalmente se destina para fertirrigación o para limpiar el suelo de las instalaciones. Según Menardo *et al.* (2011) la fracción sólida también puede ser compostada y alcanzar un valor comercial o incluso ser usada como una fuente de energía para la incineración o producción de biogás.

2.1.6 Valorización agronómica de purines

La valorización agronómica de purines es una práctica que posibilita la existencia de un equilibrio entre el entorno natural y una mejora en la rentabilidad agraria. Este reciclaje de nutrientes como abono orgánico e inorgánico es una valorización sostenible que aleja a los mismos de ser considerados como un residuo y los aproxima a que sean considerados como un recurso agrícola. Un mal uso de los purines implica considerables problemas medioambientales (citados anteriormente) y viceversa; un uso adecuado de los mismos implica diversas ventajas: mínimo impacto medioambiental, ahorro y reducción en el uso de abonos minerales, ahorro energético en la fabricación de fertilizantes (especialmente los nitrogenados) y finalmente una mejora de la fertilidad de los suelos enmendados. Concretamente, la aplicación de purines en suelos agrícolas implica las siguientes mejoras en lo que respecta a la fertilidad edáfica:

- Fertilidad química, aumenta la disponibilidad de nutrientes e incrementa la capacidad de retención de cationes.
- Fertilidad biológica, cierra los ciclos de nutrientes y los flujos de energía diversificada y aumenta el contenido de microorganismos, y de materia orgánica, cuyo aumento mejora a su vez la fertilidad química y física de un suelo (filtro biológico).
- Fertilidad física, favorece un adecuado desarrollo radicular al favorecer el desarrollo de raíces, permeabilidad, retención de agua, facilita la circulación de aire y agua y mejora la estructura del suelo.

Bien es sabido que el suelo desempeña un papel fundamental en los procesos de equilibrio del ecosistema por su capacidad depuradora, regeneradora y recicladora, permitiendo que los elementos contenidos en el purín se transformen en un fertilizante potencial (**Merillot**, 1998). Por otro lado, la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, contempla que los estiércoles animales no serán calificados como residuos cuando se utilicen en el marco de las explotaciones agrícolas. En la siguiente figura se puede observar que aproximadamente el 92% de los purines son destinados a la aplicación como abono en superficies agrícolas, el 6% es usado con otros fines y del 2% restante no se han obtenido resultados en cuanto a su uso final.

2. VALORIZACIÓN DE PURINES DE CERDO Y DINÁMICA DE N EN SUELO

Figura 2.1.6.1. Destino de las deyecciones líquidas al salir de la explotación (MARM, 2010).

Figura 2.1.6.2. Sistemas de abonado/aplicación de purín en campo (MARM, 2010).

Asimismo, de ese 92% de purines de cerdo con fines de abono agrícola, cabría mencionar que un 74% llega al suelo mediante un sistema de abonado o de aplicación en abanico con posterior enterrado, un 22% abanico sin enterrado, un 4% mediante un sistema de aplicación en bandas y no se han encontrado casos de aplicación de deyecciones líquidas mediante inyección en el terreno (Figura 2.1.6.2). Estos últimos, son los dos métodos de aplicación considerados como MTD (Mejores Técnicas Disponibles) para proceder con el abonado de suelos con purines.

La aplicación directa o con tratamiento cero de purines no puede hacerse de cualquier forma, sino que necesariamente tiene que ir acompañada de un conocimiento de las necesidades de los suelos a fertilizar y del conocimiento de la composición del purín, y más concretamente de la concentración expresada en kg por metro cúbico de los principales elementos fertilizantes, de forma que se produzca una simbiosis ganadero/agricultor que beneficie a ambos. En consecuencia, la asociación agricultor/ganadero y el análisis de las características del terreno y del purín, permiten la valorización idónea de los subproductos ganaderos, siendo aconsejable fomentar una distribución homogénea y asociada de ambas actividades, ya que resultan complementarias. Existen guías y procedimientos de fertilización disponibles para diversas áreas de España, por lo que su aplicación sería inmediata, con el único coste de las analíticas, fomentar la formación e información de las partes afectadas y, en su caso, facilitar la utilización de maquinaria específica para el reparto y enterramiento del purín. La información base de los citados documentos viene reflejada en el Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry

and Pigs (Comisión Europea, 2013) y en el borrador de los BREF del presente año del MAGRAMA, considerado como una guía que recoge las MTD del sector porcino. Sin embargo, es posible que, en ciertas zonas se produzca una mayor concentración de granjas de porcino, fundamentalmente por cuestión de aprovechar mejor las infraestructuras (fábricas de pienso y otros suministros ganaderos, mataderos y salas de despiece). En este caso, es posible, como así ocurre en la práctica, que existan lugares concretos donde se produzca un exceso de purín, que no es posible utilizar en las tierras aledañas. Aunque esta circunstancia no es recomendable desde el punto de vista ambiental y de sanidad animal, es una realidad que hay que considerar y para las que también existen soluciones técnicamente viables.

Desde un punto de vista agronómico resulta muy necesario conocer la cantidad y disponibilidad de los nutrientes contenidos por los abonos orgánicos para el cultivo y el suelo y así, si es necesario, poder ajustar la fertilización mineral. En la siguiente figura podemos hacernos una idea de la disponibilidad de nutrientes aportados por los abonos orgánicos y en nuestro caso concreto de los purines de cerdo:

Figura 2.1.6.3. Valor fertilizante del nitrógeno, fósforo y potasio contenido en los abonos orgánicos (Irañeta *et al.*, 2011)

De entre los tres elementos nutritivos, potasio (K) se presenta en forma de sales, resultando total e inmediatamente disponible para las plantas, equivalente a un fertilizante mineral (Castillón, 1993). Fósforo, está disponible a largo plazo, es por ello que hay que mantener los niveles de este elemento mediante nuevos y continuados aportes de abono orgánico o fertilización mineral. Finalmente nitrógeno es el nutriente que representa una mayor variabilidad.

En la Figura 2.1.6.4, además del purín porcino podemos ver la variabilidad de las diferentes formas de N en otros tipos de abonos orgánicos. El N mineral equivale al N que se aporta con los fertilizantes químicos, siendo directamente asimilado por la planta, y junto con el N orgánico-mineral que es el N orgánico que se mineraliza y también está disponible a corto plazo para la planta.

Figura 2.1.6.4. Diferentes formas del N en distintos abonos orgánicos (Ziegler, 1991).

Sin embargo, la última fracción, el N orgánico, muestra su disponibilidad a partir del primer año. La mitad del N orgánico aplicado con los purines de cerdo suele mineralizarse durante el primer año y el resto en los años sucesivos (Castillón, 1993; Pomares y Canet, 2001). La variabilidad en la disponibilidad de este elemento también se ve influenciada por el tipo de abono, clima, tipo de suelo, reparto y dosificación, es por ello que los ensayos agronómicos nos ayudan a conocer las condiciones reales de manejo de los mismos y poder conocer *in situ* el valor fertilizante de un determinado abono orgánico. Dada la heterogeneidad de la composición de los purines, su disponibilidad temporal y las características del suelo, los ensayos agronómicos y la experiencia adquirida con los años son imprescindibles para estimar la respuesta agronómica de los cultivos, pudiendo variar los rendimientos obtenidos de unas cosechas a otras.

2.1.7 Valorización de purines dentro de una agricultura sostenible

Actualmente, la complicada situación económica de la ganadería y la agricultura (teniendo en cuenta los aspectos específicos de cada región) junto con las regulaciones de carácter ambiental, promueven una integración de actividades sostenibles con el fin de reducir costes y aprovechar al máximo los recursos propios de las explotaciones, contribuir con un sistema de manejo agroganadero viable y competitivo a nivel regional, nacional y europeo y por último, aumentar en la medida de lo posible la protección del medioambiente junto con la

actividad productiva. Una de las metas del Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente y del Código de Buenas Prácticas Agrarias de la Región de Murcia es fomentar la valorización de residuos generados, dándose preferencia a su reciclado. La valorización agronómica de purines, dentro de una agricultura sostenible ayuda a que la agricultura sea más respetuosa con el medio rural, mediante una combinación equilibrada de políticas y actuaciones basadas en principios económicos y ambientales que contribuye a:

- No degradar el medioambiente
- Satisfacer las crecientes necesidades y aspiraciones de la población global en aumento
- Conservar los recursos productivos y medioambientales, un paso muy importante que hace que nuestra agricultura sea más ecológica y limpia

2.2 DINÁMICA DEL NITRÓGENO

Resulta primordial aumentar el conocimiento sobre los ciclos de nutrientes, concretamente el ciclo de nitrógeno. Este ciclo, segundo en importancia en la naturaleza, es complejo con fuertes interacciones “suelo-planta-agua”. Existen varios procesos de distintas magnitudes (mineralización, nitrificación, inmovilización, desnitrificación, volatilización, fijación,...) que involucran distintos flujos y transformaciones del N. La magnitud de estos procesos depende de diferentes factores (**Honorato**, 2000):

- Cantidad de nitrógeno orgánico del suelo
- Tipo de materia orgánica (más o menos biodegradable)
- Relación C/N de la materia orgánica, si es muy alta se puede producir “hambre de nitrógeno” en el suelo, debido a que los microorganismos lo inmovilizan en sus cuerpos
- Temperatura
- Contenido en humedad
- pH
- Manejo del suelo y de los cultivos

2.2.1 El Nitrógeno y sus formas en el purín de cerdo

En el purín fresco o bruto, el N se encuentra principalmente en forma de N-NH_4^+ o N-amoniacal y N orgánico. El N orgánico se convierte en N disponible para las plantas mediante la acción de los microorganismos del suelo, siendo éste un proceso lento. El porcentaje de N total del purín en forma de N-NH_4^+ oscila normalmente entre el 60-70% (**Caballero-Lajarín**, 2013; **Hackett**, 2007; **Llona**, 2005; **Provolo et al.**, 2007) (Figura

2.2.1.1). El porcentaje de N-amoniacal respecto al N total está directamente asociado a la composición de los purines (contenido en urea), a la alimentación y a la transformación ocurrida durante el almacenamiento. Este último factor induce a la transformación del nitrógeno orgánico en N-NH_4^+ , hecho que algunos autores cuantifican en más del 30% en las primeras 48 horas (Evans *et al.*, 1985). Se trata de un importante tema de discusión, dado que se producen importantes pérdidas de N-NH_4^+ como consecuencia del elevado pH que pueda tener un suelo, en conjunción con el clima Mediterráneo (Phillips *et al.*, 2000). Por otra parte los nitratos representan una concentración muy baja en comparación al N total (Gómez-Garrido *et al.*, 2010), y el resto de nitrógeno, aproximadamente un 27%, corresponde a formas orgánicas (Caballero-Lajarín, 2013; Llona, 2005)).

Figura 2.2.1.1. Formas de N en el purín de cerdo (Hackett, 2007). NT: nitrógeno total

El N orgánico puede incluso ser transformado en N-NH_4^+ mediante procesos de mineralización que ocurren en el purín aplicado al suelo o durante su almacenamiento. De hecho, los procesos de mineralización ocurren de manera más rápida en condiciones de calor, humedad y buena aireación. El N-NH_4^+ puede ser asimilado por las plantas y también es fácilmente adsorbido por las partículas del suelo y, generalmente no es lixiviado más allá de la zona radicular. El N orgánico puede ser incluso convertido en amoníaco (NH_3) y consecuentemente perderse en la atmósfera mediante volatilización. Como se ha mencionado anteriormente, la aplicación y no incorporación de purines en campo conlleva más riesgos de volatilización.

En la Tabla 2.2.1.1, procedente del RD 324/2000, pueden observarse los valores de estiércol líquido generado por cada tipo de animal y en la columna final se ha calculado el contenido en nitrógeno total medio por unidad de volumen.

Tabla 2.2.1.1. Equivalencias en UGM (Unidad de Ganado Mayor) de los distintos tipos de ganado porcino, el contenido en nitrógeno de sus estiércoles al inicio del período de almacenamiento y el contenido en nitrógeno por unidad de volumen para cada tipo de animal (Fuente: modificación de la tabla procedente del RD 324/2000).

Tipo de ganado (plaza)	Estiércol líquido y semilíquido ($\text{m}^3 \text{año}^{-1}$)	Contenido en N (kg por plaza y año)	Equivalencia en UGM	Contenido en N (g L^{-1})
Cerda en ciclo cerrado *	17,8	57,6	0,96	3,3
Cerda con lechones hasta destete (de 0 a 6 kg)	5,1	15	0,25	2,9
Cerda con lechones hasta 20 kg	6,1	18	0,3	2,9
Cerda de reposición	2,5	8,5	0,14	3,4
Lechones de 6 a 20 kg	0,41	1,2	0,02	2,9
Cerdo de 20 a 50 kg	1,8	6	0,10	3,3
Cerdo de 50 a 100 kg	2,5	8,5	0,14	3,4
Cerdo de cebo de 20 a 100 kg	2,2	7,3	0,12	3,4
Verracos	6,1	18,0	0,30	2,9

* Incluye la madre y su descendencia hasta la finalización del cebo.

Asimismo, en la siguiente figura podemos comparar las dosis promedio de aplicación de purín según el RD 261/1996 ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$), por un lado en base a las especificaciones de la información del RD 324/2000 anteriormente calculadas y por otro lado según los resultados experimentales obtenidos en los laboratorios del Grupo de Investigación GARSA, pudiéndose observar que los volúmenes de aplicación son semejantes para ciclo cerrado y reproductoras y para las granjas de cebo resultan más desiguales.

Figura 2.2.1.2. Dosis promedio acordes a los datos experimentales y al RD 324/2000.

Respecto a la dosis de aplicación de purines experimentales, a modo de abonado de fondo o en riego, se puede destacar que, aunque los suelos de estudio no se ubican en zonas vulnerables a la contaminación por nitratos, se ha optado por seguir la dosis de nitrógeno más restrictiva y respetuosa con el medioambiente (170 kg N por hectárea y año). Se trata de emplear el mínimo indispensable de purín que asegure:

- Cumplir la legislación aunque existan modificaciones (muy probables) de las áreas designadas como vulnerables.
- Una correcta fertilización que permita el desarrollo óptimo de los cultivos al tiempo que se evita una sobresaturación del sustrato.
- Poder dar salida a un volumen suficiente de subproducto, de manera que se amortice la inversión necesaria para poner en funcionamiento un sistema de gestión de este tipo.

Finalmente, con fines energéticos, los microorganismos presentes en el suelo convierten NH_4^+ (catión amonio) en NO_2^- (anión nitrito) y luego en NO_3^- (anión nitrato). Este proceso de nitrificación ocurre favorablemente cuando los suelos se encuentran en buenas condiciones de humedad y aireación. La fracción NO_3^- también es asimilable por las plantas, sin embargo, debido a su carga negativa no es retenida o adsorbida fácilmente por las partículas del suelo. Además esta fracción NO_3^- es altamente soluble y puede moverse fácilmente en el agua del suelo, siendo muy susceptible de ser arrastrada por lixiviación hacia aguas subterráneas. En suelos anegados, el nitrato (NO_3^-) puede ser transformado en NO_2^- y finalmente a N_2 o N_2O como resultado de un proceso de desnitrificación. Durante este proceso, en lugar de oxígeno las bacterias usan NO_3^- en sus procesos metabólicos debido a las condiciones anóxicas. Cuando el suministro de N está limitado en un suelo, los microorganismos compiten con las plantas por NO_3^- y NH_4^+ en un proceso llamado inmovilización.

2.2.2 Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno es un elemento esencial en aminoácidos, proteínas y enzimas, los cuales son fundamentales para todas las formas de vida existentes.

Figura 2.2.2.1. El ciclo del N en el suelo (Stevenson, 1982).

Los compuestos de nitrógeno más disponibles son NH_4^+ y NO_3^- , las cuales dominan los reservorios de este elemento. Otras formas de nitrógeno incluyen nitritos (NO_2^-), compuestos orgánicos simples tales como aminoácidos libres, urea y algunas formas complejas de N orgánico poco conocidas. Aminoácidos y urea están inmediatamente disponibles para la biosfera, mientras que NO_2^- es tóxico y sobre la biodisponibilidad de compuestos orgánicos complejos se conoce poco. El ciclo de N engloba transformaciones físicas y bioquímicas entre los diferentes compuestos, principalmente a través de reacciones que incorporan N en la materia orgánica y la subsecuente liberación de N inorgánico en el ambiente (Stevenson y Cole, 1999). A pesar del gran flujo anual generado entre los compuestos de N, generalmente la asimilación de N en forma inorgánica (NO_3^- y NH_4^+) por los microorganismos presentes en la biosfera es muy rápida, quedando remanente poco N en su forma inorgánica, (Schlesinger, 1997). La Figura 2.2.2.1 detalla el ciclo de N en el suelo.

Cuando el N se aplica al suelo en cantidades excesivas a las requeridas por las plantas o a las que el propio suelo puede amortiguar, el excedente de N puede seguir 4 caminos: (1) acumularse en el suelo, y ser utilizado por la planta en un futuro, (2) lixiviar a través del suelo hacia aguas subterráneas, (3) mediante escorrentía entrar en otros flujos de agua superficiales, (4) pasar a la atmósfera en forma de compuestos volátiles (**Vitousek et al.**, 1997; **Carpenter et al.**, 1998). **Smith et al.** (2001) estudiaron la pérdida por escorrentía superficial y flujos subsuperficiales de la aplicación de estiércol, purín y fertilizantes inorgánicos sobre un suelo franco-limoso-arenoso durante 4 años. Las pérdidas a través de flujos superficiales fueron superiores que por flujos subsuperficiales. La concentración de NH_4^+ en suelo aumentó conforme se incrementó la dosis de aplicación, indicando que mediante el sellado de la superficie del suelo podría conocerse el mecanismo a través del cual ocurre la contaminación del agua superficial.

La lixiviación de N ocurre principalmente en forma de NO_3^- , debido a su movilidad y a que no es adsorbido por las partículas del suelo. **Olson et al.** (2009) investigaron la aplicación de estiércol en suelos de textura gruesa y media, en un experimento de 8 años de duración. Los tratamientos estudiados fueron 19 fertilizantes inorgánicos en una única dosis de $180 \text{ kg N ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y un estiércol de ganado aplicado en dosis de 20, 40, 60 y 120 toneladas $\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$. Estos investigadores encontraron que por cada tonelada de N total de estiércol añadido, la concentración de NO_3^- en la capa superficial de 1,5 m de suelo incrementó 50 kg ha^{-1} en suelos de textura gruesa y 100 kg ha^{-1} en suelos de textura media. Por otra parte, la concentración de NO_3^- en las aguas subsuperficiales de suelos de textura media no se vio afectada por los tratamientos aplicados. Sin embargo, la aplicación de fertilizantes inorgánicos y la mayor dosis de estiércol aumentaron significativamente la concentración de NO_3^- del agua subsuperficial en los suelos de textura gruesa.

Mantovi et al. (2006) estudiaron la lixiviación de NO_3^- producida por la aplicación de purín de cerdo en un periodo de 6 años en un suelo del norte de Italia vulnerable a la lixiviación por nitratos. Del estudio se concluyó que la aplicación de enmiendas en suelos arables en verano, que posteriormente permanecen desnudos en invierno, deben de ser evitadas con el fin de reducir la acumulación de N en la capa superficial de los suelos y evitarse la lixiviación de NO_3^- hacia aguas subterráneas durante los periodos lluviosos de invierno. **Guerrero et al.** (2006) encontraron que el uso de purín sólido compostado es preferible al no compostado ya que se reduce la producción de N inorgánico en exceso y la contaminación de aguas subterráneas.

2.2.2.1 Inmovilización, asimilación y mineralización

Los procesos de inmovilización, asimilación y mineralización de N ocurren de manera simultánea en el suelo. Inmovilización y asimilación son procesos en los cuales microorganismos y plantas transforman respectivamente el N inorgánico en biomasa. La mineralización es un proceso paralelo donde los microorganismos descomponen N orgánico y consecuentemente liberan N-NH_4^+ al medio circundante. Mediante la muerte y descomposición de la biomasa se recupera el nitrógeno inmovilizado o asimilado, pudiendo transformarse el N orgánico en diversas formas de N inorgánico (**Fischer y Whalen**, 1999). Por otra parte, las transformaciones que sufren los compuestos de N inorgánico en el suelo dependen del balance entre la demanda de los mismos por plantas y microorganismos y la calidad de los sustratos de carbono disponibles para microorganismos (**Brady**, 2002).

La dinámica de la biomasa microbiana en el suelo juega un papel crucial mediante la descomposición y recuperación de materia orgánica y de ahí su importancia en el ciclo de nutrientes (**Fauci y Dick**, 1994). Algunos estudios han mostrado que el uso de fertilizantes tiene un efecto en la biomasa microbiana, sin embargo, existe poca información sobre el efecto de fertilizantes en la estructura de la comunidad microbiana en los suelos (**O'Donnell et al.**, 2001). Los suelos con una larga historia de aplicación de enmiendas ganaderas, generalmente mantienen altos niveles de biomasa microbiana y manifiestan por tanto un gran potencial de respuesta a nuevas aplicaciones (**Fauci y Dick**, 1994).

2.2.2.2 Microorganismos y actividad microbiana

Existen un gran número de transformaciones bioquímicas que pueden sufrir los compuestos de nitrógeno en el suelo, esto es debido a los diferentes estados de oxidación del nitrógeno que varían desde -3 (NH_4^+) hasta +5 (NO_3^-). Asimismo, se han encontrado en los suelos una gran variedad de microorganismos específicos que participan en la transformación de nitrógeno en los diferentes estados de oxidación mencionados y hacen uso de la energía asociada con cambios redox para su consumo energético y crecimiento (**Rosswall**, 1982; **Schlesinger**, 1997; **Madigan et al.**, 2000). Colectivamente, estas actividades microbianas integran el ciclo del N en el suelo (**Schlesinger**, 1997). Los procesos de nitrificación y desnitrificación implican 2 de las actividades enzimáticas más importantes del ciclo de N.

2.2.2.3 Nitrificación y desnitrificación

Nitrificación es la oxidación por acción de los microorganismos de NH_4^+ a NO_3^- mediante bacterias quimiolitotróficas. La oxidación completa de NH_4^+ a NO_3^- ocurre mediante una transferencia de 8 electrones la cual es llevada a cabo por 2 géneros de bacterias que actúan consecutivamente (**Madigan et al.**, 2000; **Tate**, 2000):

El género *Nitrosomonas* oxida NH_4^+ a NO_2^- (reacción A) y el género *Nitrobacter* subsecuentemente oxida NO_2^- a NO_3^- (reacción B). La nitrificación es un proceso aeróbico que ocurre de manera rápida en suelos bien drenados (<60% de capacidad de campo o agua ocupando los huecos porosos), con pH neutro y baja relación C/N (**Jones y Jacobsen**, 2001). El porcentaje de energía recuperada por los microorganismos durante la conversión de NH_4^+ a NO_3^- oscila entre un 5-15%, lo cual es indicativo de que grandes cantidades de nitrógeno deben ser nitrificadas por cada molécula de CO_2 fijada por estos microorganismos (**Tate**, 2000).

Desnitrificación es el proceso microbiológico y respiratorio en el que NO_3^- es secuencialmente reducido y liberado a la atmósfera en forma de gases de nitrógeno como NO , N_2 y N_2O (**Schlesinger**, 1997).

La secuencia reductiva expuesta está acoplada a un proceso de transporte electrónico por fosforilación y apoya al metabolismo celular (**Fischer y Whalen**, 1999). Las bacterias desnitrificantes son facultativas anaerobias que utilizan NO_3^- como un aceptor electrónico alternativo para la respiración cuando la concentración de oxígeno es baja o nula (**Crouse**, 1995). El suministro de oxígeno es el factor medioambiental más importante en la regulación de la desnitrificación en suelos agrícolas.

El suministro de oxígeno está regulado por la presión parcial del mismo, las características físicas del suelo (p.e. difusión de oxígeno), el contenido en humedad del suelo y la tasa de consumo de oxígeno estimada mediante la respiración microbiana (**Tiedje**, 1988; **Fischer y Whalen**, 1999). Otros factores añadidos que influyen en las tasas de desnitrificación son la temperatura del suelo, la concentración de NO_3^- y la disponibilidad de carbono lábil, el cual actúa como donador de electrones (**Fischer y Whalen**, 1999). Muchas bacterias

desnitrificantes pueden también reducir otras clases de aceptores electrónicos como hierro III (Fe^{3+}) o determinados compuestos orgánicos aceptores de electrones en ausencia de NO_3^- . Además, según **Madigan et al.** (2000) algunas bacterias desnitrificantes son incluso aptas para el metabolismo fermentativo.

2.2.3 Influencia del N del purín

El N-amoniaco (o N-NH_4^+) del purín es una forma bioasimilable para las plantas que puede ser adsorbida por el suelo para ocupar posiciones de intercambio catiónico o bien puede ser fijada entre los espacios de las capas de minerales como las arcillas expansibles. La materia orgánica y el elevado pH del purín pueden favorecer la absorción de NH_4^+ (**Nishantha Fernando et al.**, 2005). Los posibles restos de urea en el purín son hidrolizados a NH_4^+ mediante la acción de enzimas ureasa (**Zantua y Bremner**, 1976). En condiciones aerobias una gran parte de NH_4^+ es nitrificado a NO_3^- (**Paul y Beauchamp**, 1994; **Griffin et al.**, 2002) o inmovilizado por la biomasa microbiana del suelo en las primeras semanas (**Jensen et al.**, 2000; **Sørensen**, 2004), a no ser que la presencia de bajas temperaturas y falta de humedad impidan la actividad microbiana. Según **Paul et al.**, 1993, la nitrificación puede incluso producir algunas pérdidas gaseosas de nitrógeno. El nitrógeno inmovilizado entra en el ciclo de mineralización-inmovilización en el suelo, del cual puede ser liberado bajo una forma asimilable para las plantas (**Paul y Beauchamp**, 1994 y 1995) aunque puede incluso permanecer en la materia orgánica del suelo, la cual es recalcitrante a la descomposición (**Sørensen**, 2004). La materia orgánica lábil del purín mejora la actividad microbiológica de los suelos (**Calderón et al.**, 2004) y puede incrementar la inmovilización de nitrógeno (**Kirchmann y Lundvall**, 1993) aunque un aumento en la tasa de transformaciones de nitrógeno afecta necesariamente a la tasa neta de mineralización o inmovilización de nitrógeno (**Luxhøi et al.**, 2004). El proceso de inmovilización puede ser considerado cuando la enmienda contiene paja u otro tipo de materiales con una elevada relación C/N (**Meyer y Sticher**, 1983; **Sørensen**, 1998). La inmovilización y fijación microbiológica en los minerales de arcilla reduce la cantidad de NH_4^+ en el suelo disponible para las plantas (**Trehan y Wild**, 1993; **Paul y Beauchamp**, 1994; **Chantigny et al.**, 2004), aunque la mineralización de materia orgánica lábil puede parcialmente compensar ésta (**Kirchmann**, 1985; **Luxhøi et al.**, 2004; **Sørensen**, 2004). Una parte sustancial de ambos, nitrógeno fijado e inmovilizado puede ser liberada durante el mismo periodo de crecimiento, aunque la disponibilidad de nitrógeno se retrasa. Según **Flowers y Arnold** (1983) y **Kirchmann** (1991), en algunos casos, el estiércol producido no aumenta significativamente en nitrógeno mineralizado tras la fase de inmovilización.

La fijación de NH_4^+ por los minerales de la arcilla es aproximadamente tan fuerte como la fijación de potasio (**Dissing Nielsen**, 1972). Una elevada concentración de potasio puede reducir la fijación de NH_4^+ (**Dou y Steffens**, 1995) y por tanto su adsorción, esto ocurre en estiércoles ricos en potasio, la cual puede variar de unos estiércoles a otros. La actividad microbiana puede promover la liberación de NH_4^+ fijado recientemente, especialmente cuando existe mucha materia orgánica disponible como fuente de energía para los microorganismos (**Breitenbeck y Paramasivam**, 1995). Las lluvias torrenciales pueden causar pérdidas de nitrógeno por lixiviación cuando los purines han sido aplicados al suelo (**Kemppainen**, 1995; **Leclerc et al.**, 1995) y si las condiciones del suelo se tornan anaerobias, termina predominando la desnitrificación. El riesgo de desnitrificación de NO_3^- en los suelos existe incluso inmediatamente después de la aplicación de purín (**Paul et al.**, 1993; **Calderón et al.**, 2004), debido a que el suelo se humedece y muchos compuestos orgánicos contenidos en el purín pueden ser usados por bacterias desnitrificantes como fuente de energía (**Paul y Beauchamp**, 1989).

2.2.4 Asimilación de N por la planta

A corto plazo, el efecto de la fertilización con enmiendas depende fuertemente del contenido de N inorgánico (**Beauchamp**, 1987; **Hansen**, 1996; **Zebarth et al.**, 1996; **Petersen**, 2003; **Sørensen et al.**, 2003; **Sieling**, 2004; **Salazar et al.**, 2005), el cual normalmente consiste en nitrógeno amoniacal. Dicha forma está fácilmente disponible para las plantas pero su inmovilización, la cual es promovida por los compuestos orgánicos presentes en el purín, reduce y retarda el efecto fertilizante de la enmienda. Esto es significativo, especialmente en la fertilización de cereales de primavera en áreas con un corto periodo de crecimiento (p.e. Finlandia) ya que en estas condiciones, la asimilación de nitrógeno ocurre en un periodo de tiempo relativamente corto (primavera y antes del verano). El grado de liberación de nitrógeno desde la materia orgánica en la mayoría de casos es bajo y difiere poco de la que libera el suelo como consecuencia de la materia orgánica (**Beauchamp**, 1987; **Kirchmann**, 1991; **Honeycutt et al.**, 2005). La relación C/N y el contenido de nitrógeno parecen correlacionarse con la liberación de nitrógeno desde la materia orgánica en la enmienda (**Kirchmann**, 1985; **Stockdale y Rees**, 1995; **Sørensen et al.**, 2003; **Calderón et al.**, 2004; **Griffin et al.**, 2005; **Gutser et al.**, 2005), pero su contribución a la disponibilidad de nitrógeno para las plantas es incierta y difícil de predecir. **Rees y Castle** (2002) observaron una correlación positiva entre el contenido de carbono orgánico soluble en agua contenido de un estiércol y el contenido de N total asimilado por la cebada cervecera recolectada. Además, algunas propiedades del suelo como el contenido de arcillas y materia orgánica, afectan la dinámica del nitrógeno de la enmienda orgánica (**Sørensen y Amato**, 2002, **Luxhøi et al.**, 2004, **Honeycutt et al.**, 2005). Similarmente a la materia orgánica en suelo, la materia

orgánica en la enmienda libera nitrógeno en etapas posteriores al periodo de crecimiento, las cuales hacen al nitrógeno más beneficioso para forraje y cultivos tuberculosos. Por ejemplo, **Hansen** (1996) observó que las aplicaciones de estiércol no tenían efectos residuales en el rendimiento de avena, mientras que se obtuvieron mayores rendimientos en otros cultivos que hicieron uso de la liberación de nitrógeno de manera más eficiente durante las últimas etapas de periodo de crecimiento. El uso de fertilizantes inorgánicos nitrogenados como suplemento a las enmiendas ganaderas puede compensar la baja disponibilidad inicial de N y mantener el equilibrio entre las cantidades de nutrientes aplicadas y demandadas. Las proporciones de P y K comparadas con N son frecuentemente más elevadas de las que los cultivos demandan y las pérdidas de N en la enmienda, por ejemplo mediante volatilización de amoníaco (NH_3) agravan la deficiencia de N. La combinación de enmiendas con fertilizantes inorgánicos ha sido probada y se recomienda con el fin de conseguir un alto rendimiento agrícola, aunque la aparente recuperación del N aplicado no siempre aumente (**Kemppainen**, 1989; **Petersen**, 1996; **Beckwith et al.**, 2002).

En la mayoría de casos, el purín aplicado superficialmente muestra una fertilización nitrogenada más débil que cuando se incorpora en el suelo (**Kemppainen**, 1989; **Petersen**, 1996; **Smith et al.**, 2000; **Sørensen y Amato**, 2002; **Sørensen**, 2004; **Sørensen y Thomsen**, 2005; **Coelho et al.**, 2006). La volatilización de NH_3 reduce la recuperación del N- NH_4^+ del purín aplicado superficialmente. Otro posible factor, especialmente en condiciones secas es la adsorción del N- NH_4^+ del purín en la capa superficial del suelo, quedando indisponible para las raíces. En el experimento realizado por **Kemppainen** (1989), la inyección de purín bovino en suelo produjo una mayor recuperación de N en el rendimiento de cebada cervecera que en la aplicación superficial, aunque cuando la aplicación es seguida en condiciones húmedas, la inyección resultó en una recuperación más baja. Con elevadas precipitaciones, la diferencia entre técnicas de aplicación fue baja. **Smith et al.** (2000) encontraron que la aplicación en abanico y especialmente la inyección de purín, incrementaron el rendimiento de grano de cereal y la asimilación de N relativa al reparto. **Mooleki et al.** (2002) observaron un claro incremento con la utilización de purín de cerdo en cereales de invierno y aceite de colza al comparar inyección y aplicación superficial con posterior incorporación en aplicaciones otoñales o primaverales.

2.2.5 Pérdidas de N en el suelo

De todos los nutrientes requeridos para el crecimiento de las plantas, el N sin duda es el más móvil y el que está sujeto a mayores pérdidas por procesos físicos, químicos y/o biológicos en el sistema suelo-planta. Incluso bajo las mejores circunstancias, no más de dos tercios del N añadido como fertilizante pueden ser explicados por la absorción de plantas o recuperados en el suelo al final del ciclo de cultivo. Pérdidas de alrededor de la mitad de la cantidad aplicada no están fuera de lo común. Se han realizado numerosos intentos para entender las bajas recuperaciones, y se sabe que las formas minerales de N disponible, tanto añadido como fertilizante o como producido por decaimiento de materia orgánica o residuos aplicados al suelo, no permanecen durante mucho tiempo en la mayoría de los suelos.

Figura 2.2.5.1. Principales procesos de pérdida de N desde el suelo. Letras en negrita indican pérdidas de N del sistema (Stevenson y Cole, 1999).

Existen cinco procesos de pérdida de nitrógeno, (1) desnitrificación bacteriana, (2) quimiodesnitrificación, (3) volatilización de amoníaco, (4) lixiviación y (5) erosión; también ocurren, aunque en menor grado, pérdidas por volatilización en las plantas. Al principio, cabría mencionar el caso de que ninguno o todos los procesos podrían operar en cualquier suelo. Las condiciones y las formas de N cambian con el tiempo y puede existir competición de N entre las diferentes reacciones (Figura 2.2.5.1). Como norma general, las pérdidas de N en un suelo dado ocurren en más de una manera, ya sea mediante una combinación de

lixiviación y desnitrificación en suelos de textura media a suelos de textura pesada de zonas húmedas y semiáridas. La fijación de NH_4^+ y asimilación de N son procesos competitivos con aquellos procesos que promueven las pérdidas de N.

Capítulo 3

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Capítulo 3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

3.1 SITUACIÓN GEOGRÁFICA

Las zonas de estudio de la presente tesis doctoral se localizan en la Región de Murcia, situada en el vértice suroccidental de la Península Ibérica, entre las Comunidades de Valencia, Andalucía y Castilla-La Mancha. Su extensión es de 11 317 km² (2,2% de la superficie de España). Por el norte linda con la provincia de Albacete, al sur-sureste con el Mar Mediterráneo, al este con la provincia de Alicante y al oeste con las provincias de Granada, Albacete y Almería.

En la siguiente figura se detalla la ubicación de las zonas de estudio, ambas en la sección suroeste de la Región de Murcia, la zona 1 en La Hoya (37° 43' 38" N, -1° 34' 12" W) y la zona 2 en Doña Inés (37° 55' 27" N, -1° 49' 37" W), perteneciendo las dos localidades al municipio de Lorca y caracterizándose por sus fines agrícolas de cultivos de secano principalmente.

Figura 3.1.1. Ubicación geográfica de las dos zonas de estudio (Fuente: Google Earth).

3.2 GEOLOGÍA Y RELIEVE

La Región de Murcia se sitúa dentro del ámbito de las Cordilleras Béticas, y en ella están representados materiales pertenecientes a las tres zonas que tradicionalmente se dividen: Prebética, Subbética (zonas externas) y Bética (zonas internas); la primera tiene un carácter paraautóctono y las otras dos alóctono. Cada una de éstas puede subdividirse, a su vez, en dominios paleogeográficos, dadas sus peculiaridades estratigráficas y tectónicas.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Figura 3.2.1. Mapa geológico de la Región de Murcia (Romero Díaz, 2007).

La zona de estudio 1 corresponde a la Cuenca Guadalentín-Segura del Cuaternario. La mayor parte de los afloramientos cuaternarios son de origen continental, con ausencia de fósiles, destacando entre todos ellos el ubicado en el valle fluvial del Guadalentín-Segura, con hasta 300 m de gravas, arenas y limos. También se han identificado lagos del Pleistoceno, como en Caravaca, en donde se han encontrado incluso restos del mamut *Mammuthus* (Mancheño *et al.*, 2006). En la zona costera de Murcia se han registrado también afloramientos de Cuaternario marino (Tirreniense), constituidos por calizas oolíticas y areniscas con *Strombus*.

Por otra parte, la zona de estudio 2 se ubica en la Zona Subbética, caracterizada por abundar las calizas y dolomías del Jurásico y las arcillas con yesos del Trías; también están muy presentes las margas del Cretácico. El dominio del Subbético Interno es el que presenta la facies más pelágica de todos ellos, si bien no se sitúa en los sectores más meridionales, como cabría esperar, por los efectos tectónicos cabalgantes. Está muy bien representado en la sierra de Ricote y, además de aflorar dolomías y calizas en el Lías inferior-medio y margas pelágicas de facies "capas rojas" en el Cretácico (esta característica es común en todo el Subbético), aparecen radiolaritas en el Kimmeridgiense y rocas

volcánicas interestratificadas, que ponen en evidencia la profundidad del depósito original y sobre todo su lejanía de costas.

Distribución altitudinal y pendientes

Sobre los aspectos más relevantes del relieve de la Región de Murcia y centrándonos especialmente en nuestras dos zonas de estudio, cabría mencionar que la configuración del relieve de la Región de Murcia es consecuencia de su historia geológica y de la evolución geomorfológica que hasta hoy ha tenido. Aunque el territorio regional ocupa una superficie relativamente pequeña (11 317 km², que representa el 2,2% de España), en él podemos observar importantes contrastes topográficos y diferentes elementos de relieve que hacen de la Región de Murcia un territorio singular de gran variedad paisajística. En la siguiente figura podemos observar el mapa de pendientes de la Región de Murcia.

Figura 3.2.2. Mapa de pendientes de la Región de Murcia (Romero Díaz, 2007).

La mayor parte de la superficie regional se sitúa por debajo de los 600 m (el 65% del territorio), incluida la zona de estudio 1 al presentar una elevación de 253 m. Un porcentaje comprendido entre el 20 y el 22% ocupa las superficies situadas entre el nivel del mar y los 200 m; entre los 200 y 400 m; y entre los 400 y 600 m. Las superficies con altitudes comprendidas entre 600 y 800 m se reducen al 17%, a ellas pertenecería la zona de estudio 2 presentando una elevación de 692 m, y entre los 800 y 1000 m un 9% de las superficies.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Por encima de los 1000 m y hasta alcanzar los 2000 m la representación superficial tan sólo es del 18,3%. Los territorios de altitudes más bajas (inferiores a los 400 m) y pendientes más suaves se localizan en el Campo de Cartagena y cuencas vertientes al Mar Menor, y depresiones de los ríos Guadalentín y Segura. Los territorios de altitudes medias (entre los 400 y 800 m) con pendientes suaves y moderadas, se localizan en los altiplanos del norte y en el conjunto de tierras del centro-oeste del territorio. Por último, las superficies de mayor altitud y mayor pendiente se ubican junto a los relieves más destacados del territorio. En la siguiente figura podemos observar el mapa de elevaciones de las sierras de la región:

Figura 3.2.3. Mapa de elevaciones de las sierras de la Región de Murcia. Realizado a partir de las curvas de nivel de los mapas 1:25 000 del ING y del modelo digital de elevaciones (Romero Díaz, 2007).

El relieve asciende de manera general desde el Mar Menor, en el extremo sureste de la Región de Murcia, hasta el sector más septentrional ocupado por el altiplano de Jumilla-Yecla y el sector noroccidental, en los términos municipales de Caravaca y Moratalla, donde se localizan las máximas altitudes regionales. No obstante, este ascenso gradual de la costa hacia el interior se ve interrumpido por relieves más elevados que su entorno, y por valles y depresiones donde la topografía descende.

Montañas y sierras de la Región de Murcia

De manera genérica una montaña es toda elevación de bastante altura, mientras que sierra es un conjunto de montañas, cuya línea de cumbres tiene forma aserrada o quebrada, bastante pronunciada (**Tejada**, 1994), y el conjunto de sierras configura una cordillera. Pues bien, la Región de Murcia se encuentra inserta en el dominio morfoestructural de las Cordilleras Béticas. Las sierras más elevadas (superiores a los 1400 m) se localizan principalmente al oeste de la región en los municipios de Moratalla, Caravaca y Lorca, destacando Sierra Seca (2027 m), Cuerda de La Gitana (1972 m), Sierra de Mojantes (1605 m), próxima a la zona de estudio 2, Sierra de Los Álamos (1479 m) o Sierra del Gavilán (1477 m). En el centro de la región se encuentra Sierra Espuña (1584 m), perteneciente a los municipios de Totana, Alhama, Mula y Aledo. Esta sierra es un enclave estratégico regional, no sólo desde el punto de vista topográfico, sino también bioclimático. En la margen derecha del río Guadalentín se encuentran las sierras de Almenara (882 m), próxima a la zona de estudio 1, Carrascoy (1065 m) y su prolongación hacia el noreste en las sierras del Puerto (600 m), Cresta del Gallo (518 m), Villares (487 m), Columbares (645 m) y Altaona (529 m).

Unidades de relieve

De sur a norte, en la Región de Murcia se pueden distinguir las siguientes unidades de relieve (**Romero-Díaz**, 1991):

1. Cordillera litoral	6. Cuencas interiores de Mula, Abanilla - Fortuna y Cieza
2. Depresión litoral	
3. Cordillera prelitoral	7. Vega Alta del Segura
4. Depresión prelitoral	8. Relieves y altiplanos de las comarcas del noroeste
5. Reborde interior de la depresión prelitoral	9. Relieves y altiplanos de Jumilla y Yecla

En relación a las zonas de estudio seleccionadas, la zona 1 pertenece a la depresión prelitoral y la zona 2 a los relieves y altiplanos de las comarcas del noroeste, que a continuación se detallan: la depresión prelitoral está formada por la fosa tectónica del Guadalentín y del Segura en su tramo medio-bajo, constituye una amplia depresión, por la que discurren los ríos Guadalentín y Segura. Dicha depresión, rellena de potentes sedimentos neógenos y cuaternarios, recorre todo el territorio murciano desde Puerto

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Lumbreras en el límite con Almería, prolongándose por la provincia de Alicante hasta la desembocadura del Segura en el Mediterráneo. El descenso altitudinal que se registra entre Puerto Lumbreras y Orihuela es de 442 m y la extensión superficial es de 1100 km.

La confluencia natural del río Guadalentín con el Segura, antes de la construcción del canal del Reguerón, se realizaba en el centro de la depresión prelitoral, habiendo formado el Guadalentín un enorme cono de derrubios (delta interior) de unos 30 km. El empuje de los aportes del Guadalentín, junto a otras causas estructurales, es lo que se supone que ha motivado el cambio brusco del río Segura hacia el noreste al entrar en la depresión, dirección que prácticamente se continúa hasta su desembocadura.

Por otra parte, en la unidad de noroeste, la más elevada de toda la región, se distinguen a su vez una serie de unidades montañosas de dirección general SW-NE, una serie de cuencas drenadas por tres ríos principales: Moratalla, Argos y Quípar (afluentes del Segura por su margen derecha), y una serie de altiplanos que enlazan las cuencas fluviales con los relieves más elevados. Los altiplanos más importantes son los del Campo de San Juan, desarrollados en el piedemonte sur de la sierra de Mojantes, y que se prolongan, por el sur, hacia el Campo de Lorca, y, por el oeste, hacia el Campo de Bugéjar, ya en la provincia de Granada. De sur a norte el paisaje se configura del siguiente modo:

- En el sector suroccidental, al norte del reborde de la depresión prelitoral, la topografía está constituida por colinas y lomas. Más al norte se encuentra una alineación correspondiente al Subbético y que está constituida por las sierras de El Gigante (1493 m), Ponce (1446 m), Cambrón (1518 m), Burete (1195 m), estando estas 2 últimas en las proximidades de la zona 2, Quípar (955 m), cabezos de la Jabalina, Ricote (1124 m), prolongándose al otro lado del Segura en las sierras de La Pila (1264 m) y Quibas (948 m). Estos relieves de altitudes comprendidas entre los 1000 y 1500 m son los que delimitan las depresiones interiores.
- Separada de las cuencas de los ríos Argos y Quípar, se encuentra una nueva alineación formada por las sierras de Mojantes (1605 m), Gavilán (1477 m), La Puerta (741 m) y Molino (829 m).
- En el ángulo noroccidental se localizan los dos macizos más importantes de la región, Revolcadores-Villafuerte, con la máxima altitud regional (2027 m).
- Por último, las sierras Prebéticas, de menor altitud, Zacatín (1442 m), Muela (1410 m) y Algaidón (749 m) sirven de límite con la provincia de Albacete.

3.3 HIDROLOGÍA

Aguas superficiales

Desde una perspectiva hidrológica, los cursos de agua superficiales exceden el ámbito de la delimitación territorial actual de la Región de Murcia, y es necesario recurrir a un marco geográfico más amplio que incluye toda la red de drenaje del río Segura desde su nacimiento a su desembocadura, es decir, su cuenca hidrográfica y las pequeñas cuencas de las ramblas litorales, constituyendo la Demarcación Hidrográfica del Segura.

Figura 3.3.1. Marco territorial y administrativo de la demarcación hidrográfica del Segura (Romero Díaz, 2007).

Este territorio, se sitúa en el extremo sureste de la Península Ibérica (Figura 3.3.1), ocupando una superficie de unos 18 870 km² y afectando a 133 municipios repartidos en cuatro comunidades autónomas, 45 de la Región de Murcia, 36 de Castilla-La Mancha, 16 de Andalucía y 36 de Valencia, aunque el número de municipios que tienen la mayor parte de su territorio con su núcleo principal en la demarcación es de 101. El río Segura, constituye el colector principal sobre el que se organiza la Red Hidrográfica de la Cuenca. Nace en la Sierra de Segura (Jaén), y desemboca en Guardamar del Segura (Alicante) tras 341 km de recorrido de los que 170 km transcurren por la Región de Murcia. En ella, el Segura ha sido, desde siempre, el eje fundamental del desarrollo agrícola de la Región de Murcia y sus vegas, auténticos oasis de vida, se han constituido desde época árabe, una de las zonas de huertas tradicionales más importantes del Mediterráneo.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Desde el punto de vista hidrológico, la Cuenca del Segura presenta una marcada disimetría derivada de la desigualdad entre el margen izquierdo y derecho, tanto en el número de ríos y ramblas que fluyen al colector principal, como en la superficie de sus cuencas, que introduce desequilibrios importantes en la contribución de caudales y en el comportamiento de las ondas de crecida y sus efectos (**López-Bermúdez y Martínez, 1991**). Entre los ríos más importantes del Segura (Tabla 3.3.1), destacan por la superficie de sus cuencas el Mundo (3508 km²) y el Guadalentín (3301 km²), ocupando entre ambos un tercio de la superficie total de la demarcación. El primero nace a 1400 m, en la Sierra del Calar del Mundo, en una de las surgencias kársticas más espectaculares de la Península, “Los Chorros del Mundo” y constituye el afluente principal del Segura.

Tabla 3.3.1. Ríos más importantes de la cuenca del Segura (**Romero Díaz, 2007**).

Margen derecha	Longitud (km)	Margen izquierda	Longitud (km)
Zumeta	20	Madera	18
Taibilla	47	Tus	40
Moratalla	49	Mundo	119
Argos	48		
Quípar	51		
Mula	64		
Guadalentín	121		

El segundo, nace de la confluencia de los ríos Luchena y Corneros o Vélez en el estrecho de Puentes. Este río, aunque con un exiguo caudal continuo, presenta un comportamiento hidrológico de cauce efímero de marcado carácter torrencial, llegando a ser calificado por el potamólogo Pardé como “el río más salvaje de Europa” (**López-Bermúdez y Martínez, 1991**).

Aguas subterráneas

Los fenómenos geológicos que definen a la Región de Murcia condicionan las características hidrogeológicas de manera que las mismas unidades geológicas que se han distinguido en el apartado de Geología van a constituir también unidades hidrogeológicas: Prebético, Subbético, Bético, Vegas del Segura-Guadalentín y Campo de Cartagena. A continuación se comentan las unidades hidrogeológicas que afectan a cada una de las zonas de estudio.

La zona de estudio 1 corresponde a las Vegas del Segura-Guadalentín, esta unidad hidrogeológica está ligada a los cursos bajos de los ríos Segura y Guadalentín y en él se distinguen las siguientes subunidades hidrogeológicas:

- ❖ Subunidad hidrogeológica Valle del Guadalentín.
 - ❖ Subunidad hidrogeológica Vega Alta del Segura.
 - ❖ Subunidad hidrogeológica Vega Media del Segura.
-
- Esta unidad coincide con una de las depresiones interiores más importantes de las cordilleras béticas, rellena de materiales margosos y conglomeráticos del Mioceno y detríticos del Pliocuatnario; el espesor del conjunto es superior a los 1500 m.
 - Los materiales permeables están constituidos por conglomerados, arenas y limos de edades variables, comprendidas entre el Mioceno y el Cuaternario. Los espesores oscilan entre 70 m y 500 m. El impermeable de base general lo constituyen las formaciones margosas del Mioceno.
 - La subunidad del Valle del Guadalentín sufre una importante sobreexplotación, mientras que las de las vegas del Segura presentan una relación con el río Segura.
 - El Valle del Guadalentín está declarado oficialmente sobreexplotado.

En la Región de Murcia existe una explotación masiva de aguas subterráneas (de donde se extraen a mayores profundidades de toda la Península Ibérica, de hasta 1000 m); a consecuencia de esto existe un grave problema de sobreexplotación (característica principal) que tiene efectos negativos y positivos. La distribución geográfica del desequilibrio en la Región de Murcia se concentra especialmente en la zona oriental de la región, donde las condiciones climáticas son más adecuadas para el desarrollo de una agricultura moderna, a la que se destinan los caudales más importantes de aguas subterráneas.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Figura 3.3.2. Mapa de balance hídrico de los acuíferos de la Región de Murcia (año 1991) (Romero Díaz, 2007).

Cuantitativamente (IGME, 1993), las mayores sobreexplotaciones se registran en el Valle del Guadalentín ($66 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$) y Prebético ($93 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$), pero la situación en el Bético es especialmente delicada (sobreexplotación de $25,5 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$), por la problemática especial de Mazarrón, con un grado extremo de agotamiento de las reservas (se trata de acuíferos con extensiones inferiores a los 10 km^2) y deterioro de la calidad química de sus aguas.

Con respecto a la zona de estudio 2, ésta pertenece a la unidad hidrogeológica del Subbético, destacando las siguientes peculiaridades:

- Las rocas permeables principales se asientan fundamentalmente en dolomías y calizas del Lías inferior-medio con un espesor de 200 a 600 m y se encuentran afectadas por una tectónica de mantos de corrimiento, en cuyo mecanismo ha jugado un papel de suela las arcillas con yeso del Trías, que constituyen el impermeable de base.
- Puesto que la Zona Subbética tiene un carácter alóctono desenraizado, los acuíferos van a presentar escasas reservas, pero, en cambio, al localizarse en la zona que presenta la mayor pluviometría de la Región, los recursos serán importantes. No existe sobreexplotación en los acuíferos, si se exceptúan los de D. Gonzalo-La

Umbría y Burete, ya que la agricultura no presenta tanto desarrollo como en otros lugares de la Región de Murcia, debido a que:

- ❖ Las temperaturas son relativamente bajas y las precipitaciones altas.
- ❖ El relieve es accidentado.
- ❖ Existe poca superficie de suelo.

En consecuencia la demanda, tanto agrícola como urbana (los núcleos de población son pequeños), es poco importante.

- Al no producirse sobreexplotación, van a existir numerosos manantiales, algunos de ellos con caudales de hasta 400 L s^{-1} . Por otro lado, en esta unidad nacen los ríos Argos, Quípar y Mula.
- La calidad química de sus aguas es excelente, no existiendo, además, agentes contaminantes.
- Agrupa a numerosos acuíferos destacándose por su extensión: Revolvedores-Serrata, Gavilán, Bullas, Sierra Espuña, Pericay-Luchena, Baños de Mula y por su grado de sobreexplotación el de D. Gonzalo-La Umbría.

El nivel de profundidad de la capa freática es altamente variable en todo el mundo y frecuentemente limita el desarrollo de un país y a pesar de toda la información sobre las condiciones de las aguas superficiales, existe poca información sobre el nivel de las aguas subterráneas. Recientemente, **Miguez-Macho et al.** (2013) han presentado un mapa global de observaciones sobre el nivel de las capas freáticas en España y en todo el mundo, un total de 1 603 781 sitios con información recopilada desde archivos de gobierno y literatura publicada.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Figura 3.3.3. Simulación del mapa de profundidad (en metros por debajo de la superficie terrestre) del nivel freático en España (Miguez-Macho *et al.*, 2013).

3.4 CLIMATOLOGÍA

Por su posición latitudinal (38N) y su situación al este de uno de los grandes océanos del planeta, el clima de la Región de Murcia muestra características típicamente mediterráneas. Los veranos son cálidos y los inviernos frescos, por su posición meridional; la estación seca se produce en verano debido a las oscilaciones estacionales del frente polar. Sin embargo, existen diversos factores que contribuyen a alejar el clima murciano de lo que serían las características canónicas del clima mediterráneo y le confieren unos caracteres propios:

- Por su posición latitudinal, se encuentra en una zona de transición entre los climas mediterráneos y los climas semiáridos que avanzan las características del desierto norteafricano, lo que se traduce en temperaturas más altas y precipitaciones escasas. La influencia del desierto del Sahara se manifiesta en ocasiones de forma extrema por la entrada de masas de aire sahariano que, sin apenas superficie marina que recorrer, mantienen su temperatura y sequedad, originando olas de calor.
- Los climas mediterráneos son climas de costas occidentales de los continentes y, aunque a escala planetaria puede considerarse que la Región de Murcia está en la costa occidental de Eurasia, a escala más detallada se sitúa de espaldas al océano Atlántico y protegida de su influencia por diversas alineaciones montañosas peninsulares. La presencia de un mar interior a levante, el Mediterráneo, garantiza la suavidad de las temperaturas propia de estos climas, y evita la continentalidad que supondría su distancia al océano.

Temperatura

Por su posición latitudinal, la Región de Murcia se caracteriza por temperaturas cálidas durante casi todo el año. La influencia marítima suaviza los valores extremos en la costa. Las amplitudes térmicas anuales son de 12-13°C en el litoral, 14-16°C en depresiones y valles interiores para ascender a 17°C en el Altiplano. Por lo que respecta a los valores máximos, las cuencas del interior tienen los valores más altos, mientras que las zonas de montaña y el litoral tienen valores más suaves.

Figura 3.4.1. A) Mapa del valor medio de la temperatura media anual. B) Mapa del valor medio de las temperaturas máximas anuales. C) Mapa del valor medio de las temperaturas mínimas anuales (Romero Díaz, 2007).

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

La Figura 3.4.1A muestra la distribución de temperaturas medias en la Región de Murcia. Se superan los 17°C en el área de Murcia, cuenca de Abanilla-Fortuna y litoral, alcanzándose los 20°C en torno a Águilas. En el interior se descende hasta los 16°C, 14-16°C en el Altiplano y 12°C en el noroeste. La altitud supone otro factor que incrementa las variaciones de temperatura a escala local, alcanzando valores aún más bajos en las zonas más elevadas del noroeste murciano.

Insolación y radiación

Debido a su latitud meridional, la Región de Murcia recibe una fuerte insolación anual. El número de horas de sol en el observatorio de San Javier es de 2500 h, con un máximo en julio (284 h) y un mínimo en diciembre (146 h); los datos correspondientes en el observatorio de Alcantarilla son 2797 h, 338 h y 159 h (INM, 2004). La disposición mayoritariamente este-oeste de las principales alineaciones de relieve supone la aparición de importantes contrastes solana-umbría en todo el territorio, especialmente notables en los meses invernales debido a la escasa altura del sol.

Por el carácter accidentado del relieve regional, las variaciones locales en la radiación recibida son notables. Sólo en las comarcas más llanas (Campo de Cartagena, valles del Guadalentín, Bajo Segura y áreas del Altiplano) los contrastes disminuyen y la homogeneidad es mayor.

Precipitación

La precipitación media de la cuenca se puede cifrar en 375 mm al año (CES, 1996), 472 mm en cabecera y 317 mm en la parte baja. La influencia ya mencionada del relieve explica el gradiente de precipitación este-oeste en la mitad meridional de la región. La fachada oriental recibe antes y más directamente los vientos de componente este cargados de humedad, que además participa en mayor medida de la llegada de advecciones del sureste de trayectoria más corta. Puede distinguirse entre una Murcia subhúmeda, semiárida y árida utilizando las isoyetas de 500 y 300 mm como frontera; de este modo la zona subhúmeda se limita a las zonas más elevadas del noroeste, mientras que la árida abarca casi todo el sur y noroeste de la región. La zona de estudio 1 pertenecería a la zona árida y la zona 2 sería principalmente árida también, aunque se encuentra próxima a la zona subhúmeda.

Figura 3.4.2. Mapa de precipitación máxima diaria (Romero-Díaz, 2007).

La Figura 3.4.2 muestra la precipitación máxima diaria para un período de retorno de 20 años, donde se comprueba cómo los valores más altos se producen en las zonas elevadas y en el litoral. La precipitación de período de retorno es un concepto teórico que trata de estimar cada cuánto tiempo, por término medio, se va a producir una precipitación que supere un determinado umbral máximo. En este caso, el mapa representa cuál es el valor máximo de precipitación diaria que se superará, por término medio, una vez cada 20 años.

El reparto anual de las precipitaciones muestra un máximo de otoño y un máximo secundario de primavera, mientras que la estación seca es claramente el verano. Por otra parte, los porcentajes de otoño son considerablemente mayores en el litoral, donde se reciben la mayor parte de las tormentas originadas en el Mediterráneo.

Viento

La orientación OSO-ENE de las grandes líneas de relieve bético canalizan los vientos procedentes del Atlántico. Se trata de vientos frescos y húmedos en los sectores montañosos del noroeste pero que van adquiriendo características Foehn conforme se desplazan hacia el interior. Los vientos de procedencia N-NO, que predominan durante el invierno, son secos y fríos debido a su largo recorrido por la península. La presencia de

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

borrascas en el Mediterráneo asociadas a fenómenos de convección da lugar a un régimen de vientos del este, con características húmedas en el flanco oriental de la región que se van desecando hacia el interior. Esta situación predomina en primavera y verano, extendiéndose al otoño.

La distribución frecuencial de las direcciones de vientos varía de acuerdo con la situación geográfica y con la configuración del relieve. Los vientos del primer cuadrante dominan, especialmente en la costa oriental y verano. En invierno son más frecuentes los de procedencia norte y noroeste. En los promontorios del litoral mediterráneo destacan los vientos de SO y NE. En el observatorio del Castillo de Galeras sobre el Cerro Roldán estas direcciones constituyen el 39,7% y 28,2% respectivamente (**Capel Molina**, 1991). En el interior son más frecuentes los vientos del norte, aumentando el porcentaje de calmas, que se sitúa entre el 35,0 y el 45,0%.

La velocidad del viento es moderada salvo en el litoral, más expuesto a vientos de levante. Los factores locales influyen también sobre la distribución de vientos, siendo buenos ejemplos las brisas costeras, ligados al desigual calentamiento y enfriamiento de tierra y mar, a lo largo del día, y los vientos de montaña y valle que se originan por las irregularidades topográficas y la alta variabilidad espacial en la radiación ligada a ellas. La persistencia durante varios días de condiciones que favorecen la presencia de vientos de mar a tierra (fuerte insolación) ha sido reconocida como un factor decisivo en la aparición de tormentas de verano acompañadas de precipitaciones intensas (**Estrella y Millán**, 1994).

Información climática en las zonas de estudio

Debido a los extremos climáticos que caracterizan a la Región de Murcia y a su potencial agronómico, organismos como el Instituto Nacional de Meteorología (INM) y la Consejería de Agricultura, a través del Servicio de Información Agraria de Murcia (SIAM), han desplegado diversas redes de observatorios meteorológicos (Figura 3.4.3).

Figura 3.4.3. Distribución de estaciones climáticas del SIAM en la Región de Murcia (Romero Díaz, 2007).

Las estaciones meteorológicas seleccionadas por sus proximidades a las zonas de estudio son la estación AL31 (Totana, Lebor) para la zona 1 y la estación LO41 (Lorca, La Paca) para la zona 2. A continuación se puede observar la información recopilada desde las estaciones climáticas citadas para cada zona. En la Figura 3.4.4 se pueden comprobar las temperaturas registradas en ambas zonas de estudio, con sus máximos y mínimos de temperatura según las diferentes estaciones del año durante el periodo de estudio. En general se observan valores prácticamente similares para ambas zonas de estudio, predominando temperaturas levemente inferiores en la zona 2, lo cual se justifica en base a su localización geográfica junto con las diferentes características de relieve de cada zona.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Figura 3.4.4. Temperaturas máximas, medias y mínimas acontecidas en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011 (Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

Figura 3.4.5. Precipitaciones máximas y medias acontecidas en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011 (Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

En lo que respecta a las precipitaciones (Figura 3.4.5), las máximas acontecidas durante el periodo de estudio son similares entre ambas zonas o ligeramente superiores en la zona 1. La media de precipitaciones registrada es superior en la zona de estudio 1 durante el año 2009, bastante similares durante el 2010 y con fluctuaciones entre ambas zonas en 2011. En la siguiente tabla se puede observar en detalle la información meteorológica de cada zona de estudio durante el periodo de experimentación.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

Tabla 3.4.1. Información meteorológica en las zonas de estudio durante el periodo de estudio 2009-2011

(Fuente: SIAM, estaciones climáticas AL31 y LO41).

Parámetro ¹	Zona 1 (La Hoya)			Zona 2 (Doña Inés)		
Año	2009	2010	2011	2009	2010	2011
Días	365	365	212	365	365	212
DPV (Kpa)	0,98	0,82	0,87	0,96	0,76	0,77
ETO PM FAO (mm)	1321	1214	768	1277	1165	745
Horas 0 (h)	16	45	21	106	179	73
Horas 7 (h)	753	939	545	1694	1827	1076
H _{Sol} (h)	3487	3357	2082	3472	3427	2086
HR _{Max Abs} (%)	100	98	99	97	99	100
HR _{Max} (%)	95	96	93	91	96	96
HR _{Med} (%)	64	66	65	61	65	66
HR _{Min Abs} (%)	6	15	7	8	9	8
HR _{Min} (%)	28,5	35,7	33,7	20,5	32,2	21,3
Prec _{Max} (mm)	58,2	64,4	18,6	26,2	37,7	23,6
Prec (mm)	484,0	421,0	155,0	374,4	419,4	165,9
DEWPT (°C)	9,8	9,1	8,8	7,3	6,6	6,6
Rad _{Max} (w m ⁻²)	1501	1554	1431	1521	1620	1561
Rad _{Med} (w m ⁻²)	215	196	212	216	203	217
R _{Viento} (km dia ⁻¹)	48523	47550	28043	55930	48322	29247
T ^a _{Max Abs} (°C)	44,3	37,1	39,8	40,6	40,2	38,4
T ^a _{Max} (°C)	32,3	28,9	29,7	31,5	29,9	28,3
T ^a _{Med} (°C)	17,2	16,4	16,4	14,7	14,0	14,0
T ^a _{Min Abs} (°C)	-2,6	-4,0	-3,1	-9,3	-6,9	-6,5
T ^a _{Min} (°C)	1,5	2,0	2,2	-2,3	-0,7	-0,8
VV _{Max} (m s ⁻¹)	12,4	16,7	11,7	15,2	14,9	12,2
VV _{Med} (m s ⁻¹)	1,5	1,5	1,5	1,8	1,5	1,6
DV _{Med} (°)	197	204	141	99,0	92,5	91,9

¹ DPV: déficit de presión de vapor; ETO PM FAO: evotranspiración según FAO; H: horas; Horas 0: horas con temperatura menor de 0°C; Horas 7: horas con temperatura menor de 7°C; HR: humedad relativa; Max; máxima; Med: media; Min; mínima: Abs: absoluta; DEWPT: punto de rocío medio; T^a: temperatura; Rad: radiación; VV: velocidad de viento; DV: dirección del viento.

La información recopilada nos permite conocer e interpretar las condiciones en la que los cultivos agrícolas se han desarrollado, complementado a su vez la interpretación físico-química de algunos de los análisis realizados tanto en suelo como en los cultivos agrícolas.

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

3.5 LITOLOGÍA

Las rocas constituyen la corteza sólida de la Tierra y están formadas por varios minerales aunque también existen algunas monominerálicas.

Figura 3.5.1. Mapa litológico de la Región de Murcia (Romero Díaz, 2007).

De acuerdo con su origen existen tres grupos: ígneas (plutónicas y volcánicas), sedimentarias y metamórficas. En la Región de Murcia las rocas más comunes son las calizas, margas, areniscas y arcillas, todas ellas sedimentarias. Las primeras constituyen la mayoría de las elevaciones montañosas y son mucho más resistentes a la erosión. Las demás ocupan grandes espesores en las cuencas intramontañosas (Campo de Cartagena, Guadalentín, Mula-Archena-Fortuna, Altiplano Jumilla-Yecla, etc.). Las rocas metamórficas más frecuentes son los esquistos, cuarcitas y mármoles, que aparecen principalmente en las sierras próximas al litoral y en diversos afloramientos interiores.

Las rocas plutónicas no afloran en superficie en ningún punto y las volcánicas (riolitas, dacitas, riodacitas, andesitas y basaltos) forman afloramientos importantes en el sector Mazarrón-Cartagena hasta el Mar Menor. También se encuentra un tipo especial de rocas volcánicas, conocidas como ultrapotásicas o lamproíticas, muy raras en España, y que aparecen en pequeños afloramientos en diversos puntos del interior (La Aljorra, Barqueros, Calasparra, Puebla de Mula, Fortuna, Jumilla, Zeneta, etc.). Nombres tales como fortunita o jumillita, que corresponden a las lamproitas más comunes, han pasado ya a la nomenclatura petrológica.

A continuación se comentan las rocas más representativas de las zonas de estudio o de sus proximidades, que en este caso se trata de rocas sedimentarias.

Marga

Roca sedimentaria formada por material detrítico de grano muy fino (arcillas) y carbonato cálcico. El contenido en CaCO_3 oscila entre un 20 y un 80% pasando progresivamente, por un lado, a las arcillas y, por otro, a las calizas. Términos intermedios son las margas arcillosas, las margo-calizas y las calizas margosas. Es una roca blanda de color blanquecino, aunque puede aparecer diversamente coloreada. Las margas son, junto con las calizas y las arcillas, las rocas más abundantes de nuestra región. Ocupan la mayor parte de las depresiones existentes desde Abanilla a Moratalla y desde Lorca hacia el sur. Son los sedimentos por excelencia de las cuencas terciarias y cretácicas. Dan lugar a los paisajes de barrancos típicos de zonas semiáridas (bad lands), destacando el paisaje de Gebas, la Sierra de Carrascoy y las depresiones de Fortuna-Abanilla-Molina de Segura, de Mula-Albudeite-Campos del Río, Ricote y Lorca. En Murcia se encuentran margas de edad cretácica en el dominio del Prebético Interno, Prebético Meridional y Subbético Interno, correspondiendo a facies pelágicas. Las margas terciarias postorogénicas ocupan grandes depresiones como la del Campo de Cartagena (más de 1000 m de espesor) y la Depresión

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

de Mula (más de 2500 m de espesor), ambas de origen marino. En la cuenca de Lorca las margas son de origen continental y aparecen entre ellas frecuentes tramos de evaporitas.

Margocaliza

Roca sedimentaria detrítica-carbonatada o de precipitación química formada por carbonato cálcico (65 a 90%) y minerales de la arcilla. Suelen contener moldes, microfósiles y conchas de fósiles. La mayor parte de las margas pueden aparecer diversamente coloreadas en tonos blancos, grisáceos, amarillentos, verdosos o pardos. Las margocalizas son rocas sedimentarias muy abundantes en Murcia, especialmente en afloramientos de materiales cretácicos subbéticos o prebéticos como en Fortuna, Molina de Segura, Ricote, Cehegín, Caravaca, Calasparra, Moratalla, etc. y también son abundantes en numerosas cuencas neógenas de la región, como en la de Lorca.

Caliza

La caliza es una roca sedimentaria formada por más de un 90% de carbonato cálcico, compacta, de coloraciones claras o grisáceas, fractura concoide y generalmente fosilífera. Es una de las rocas más comunes y utilizada con fines constructivos y ornamentales, desde los tiempos más antiguos. Tienen tres tipos de componentes: terrígenos (con granos procedentes de fuera de la cuenca sedimentaria), aloquímicos (con partículas formadas en la misma cuenca) y ortoquímicos (que representan el cemento carbonatado, micrita o esparita, que une todos los componentes).

Las calizas forman la mayor parte de los relieves montañosos de la región, junto a dolomías y calizas dolomíticas. Así, se encuentran calizas jurásicas en las sierras de Moratalla, Villafuertes, Gavilán, Cerezo, Los Álamos, Mojantes, Quípar, Las Cabras, Oro, Ricote, Manzanote, La Pila, Lugar, Corque, Quibas y Espuña. Calizas paleógenas aparecen en las sierras de La Puerta y La Muela (Moratalla), El Carche y Águila (Molina de Segura). Las calizas triásicas están representadas en las sierras de La Unión, San Ginés de la Jara, Cartagena, La Muela, Las Moreras, Carrascoy, Santomera y otros muchos afloramientos, particularmente en el Complejo Alpujárride. Las calizas, calizas dolomíticas y dolomías son las rocas industriales más explotadas en Murcia, con más de 200 canteras activas.

Dolomía

La dolomía es una roca sedimentaria formada por más de un 90% de dolomita $[\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2]$. Aunque son más resistentes a la meteorización que las calizas, por su aspecto son muy parecidas. Presentan una coloración gris oscura a negra (en dolomías triásicas), gris claro (en calizas dolomitizadas jurásicas) o tonos más claros (en dolomías

cretácicas) y carecen de fósiles. Las dolomías dan un fuerte relieve en el paisaje, suelen aparecer en bancos potentes y carecen de estratificación definida. Existen calizas magnesianas (90-95% de calcita), calizas dolomíticas (90-50% de calcita), dolomías calcáreas (50-90% de dolomita) y otros términos intermedios. La mayoría de las dolomías se forman por transformación de calizas, perdiéndose la estructura original y la posible presencia de fósiles. Las formaciones dolomíticas más importantes de la región se encuentran en los relieves alpujárrides de Águilas, Mazarrón, Cartagena, Puerto Lumbreras y La Unión, aunque existen afloramientos dolomíticos en casi todos los relieves murcianos, ya que son rocas muy abundantes en Barinas, Quibas, sierras de la Pila, Lugar, Corque, Ricote, Oro, Burete, Ascoy, Sierra Espuña, Larga, Sopalmo, Carche, Salinas, Enmedio, La Magdalena, etc. Las dolomías son rocas ornamentales muy valiosas y ampliamente usadas en construcción. También son las principales rocas en la obtención de áridos de trituración para la fabricación de hormigones, balastos, firme de carreteras y otros usos.

3.6 EDAFOLOGÍA

En la Región de Murcia aparece una gran diversidad de suelos originada por la acción de diferentes procesos dinámicos que son inducidos, a su vez, por la actividad del conjunto de factores ambientales (clima, material litológico, topografía, vegetación,...) que caracterizan a esta región. Todos estos factores tienden a actuar simultáneamente de tal manera que, a veces, resulta difícil conocer la influencia concreta de cada uno. Los diferentes tipos de suelos se forman por la predominancia de un factor sobre otros o por la combinación que se puede establecer entre ellos. En la Región de Murcia, caracterizada por unas condiciones climáticas relativamente homogéneas, la litología y el relieve, que condicionan en gran medida la erosión y los procesos edáficos, influyen acusadamente en la tipología de suelos que se encuentran en ella.

Los procesos de edafogénesis que repercuten con mayor incidencia en la formación de suelos en el territorio murciano incluyen diferentes transformaciones, transferencias y migraciones, cuyo conocimiento permite interpretar y generalizar las propiedades y características que se pueden observar en cada tipo de suelo, así como comprender su tendencia de evolución en un futuro. Para la formación de los suelos de la Región de Murcia se han dado, en mayor o menor intensidad, unos procesos generales, como son la meteorización y la humificación, y otros más específicos que se producen en determinadas circunstancias en unos suelos u otros dependiendo del edafoclima, roca madre, antigüedad, etc. Dentro de este grupo hay una serie de procesos que tienen lugar debido a la movilización y posterior acumulación de determinados constituyentes del suelo como son la carbonatación, gipsificación, salinización, desbasificación e ilimerización. Otros procesos

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

edaforogénéticos son consecuencia, principalmente, de alteraciones y transformaciones químicas que ocasionan la arcillización, empardecimiento y rubefacción en el suelo.

Al aflorar las rocas en la superficie terrestre y ponerse en contacto con los agentes atmosféricos, las condiciones son tan diferentes a las de su formación que sufren una serie de cambios químicos, físicos y mineralógicos para adaptarse a estas nuevas condiciones ambientales; al conjunto de todos esos cambios se le denomina meteorización. Este proceso da lugar, progresivamente, a la desagregación física y a la alteración química de las rocas. La primera incluye todos los fenómenos que fragmenten y trituren las rocas reduciéndolas a partículas de tamaño cada vez menor, aumentando su superficie específica y facilitando la posterior alteración química. En esta fragmentación influye la fisuración natural de las rocas, las variaciones muy acusadas y rápidas de la temperatura ambiental, el desarrollo de las raíces de la vegetación, la acción abrasiva del agua de lluvia y el viento, etc.

Figura 3.6.1. Mapa de tipos de suelos en la Región de Murcia (Romero Díaz, 2007).

En la zona de estudio 1 abundan los Regosoles (**WRB**, 2014), son suelos formados a partir de materiales no consolidados que se encuentran muy escasamente desarrollados y evolucionados, cuyo único horizonte diagnóstico es un horizonte A ócrico. Su escasa evolución se debe a que sufren importantes procesos de erosión y aporte que mantienen un constante rejuvenecimiento del perfil por lo que no se pueden dar transformaciones edáficas. La mayor parte de sus características y propiedades están estrechamente relacionadas con la naturaleza del material litológico del que proceden, lo que puede dar lugar a una gran variabilidad de ellas. Se trata de suelos ampliamente representados en toda la región cubriendo, aproximadamente, la quinta parte de su superficie, siendo utilizados, preferentemente, en agricultura de secano, uso forestal y terrenos marginales. Se han reconocido las unidades taxonómicas: Regosoles calcáricos, Regosoles eútricos, Regosoles lépticos y Regosoles gipsíricos. De todos ellos, los que cubren, con mucha diferencia, una mayor extensión en la región son los primeros. Los Regosoles calcáricos tienen carbonato cálcico, al menos entre los 20 y 50 cm de la superficie del suelo, sin que presenten ninguna otra característica diagnóstica. Se trata de uno de los tipos de suelos más abundantes de toda la comunidad murciana, encontrándose desarrollados, principalmente, a partir de margas neógenas, cretácicas y triásicas, muy frecuentes en el territorio. La fina textura de estos materiales hace que los suelos tengan una escasa permeabilidad, lo que condiciona una elevada escorrentía superficial de las aguas de las escasas lluvias, pero en ocasiones intensas, que caracterizan a la región provocando importantes procesos erosivos que impiden su evolución. Esta falta de evolución hace que el suelo sea muy uniforme tanto desde el punto de vista morfológico como analítico.

Por otra parte, en la zona de estudio 2 abundan los Calcisoles (**WRB**, 2014), que comprenden aquellos suelos cuya característica fundamental de diagnóstico es la presencia de un horizonte cálcico o petrocálcico, dentro de una profundidad de 100 cm a partir de la superficie. Además, en la región no tienen otros horizontes diagnósticos que no sean un horizonte ócrico, un horizonte cámbico o un horizonte árgico que es calcáreo. Se trata de los suelos más abundantes de la Región de Murcia, puesto que cubren casi la mitad de su superficie, encontrándose localizados en gran parte de las unidades cartográficas del mapa de suelos. La presencia de una importante acumulación de carbonato cálcico en los horizontes subsuperficiales es un rasgo muy frecuente en los suelos de la región. Aparecen desarrollados a partir de materiales detríticos suficientemente permeables para que se haya producido el lavado y la posterior acumulación de este constituyente del suelo, tanto en superficies llanas, como en laderas coluviales, depósitos de pie de monte, antiguos conos de deyección, etc. El carbonato cálcico acumulado en profundidad procede tanto del material sobre el que se encuentra el suelo, como de zonas más o menos próximas,

3. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO

situadas en lugares topográficamente más elevados, por procesos de lavado lateral. Se han reconocido gran variedad de Calcisoles: háplicos, pétricos, lúvicos y lépticos. Los más representativos y los que cubren, con gran diferencia, mayor extensión en el territorio murciano son los dos primeros.

Los Calcisoles háplicos son los que presentan menor número de características diagnósticas, además de las correspondientes al grupo principal de suelos. Se trata de suelos caracterizados por un perfil A-Ck, A-ACk o, más raramente, A-Bw-Ck que tienen en profundidad una acumulación de carbonato cálcico en forma de manchas pulverulentas de colores blanquecinos y nódulos más o menos redondeados. Presentan muy buenas aptitudes agrícolas, por lo que están frecuentemente dedicados a cultivos de regadío, siendo la mayor limitación de estos suelos el contenido en carbonatos que puede originar efectos de clorosis férrica y fijación de fósforo. Se encuentran muy ampliamente distribuidos por todo el territorio cubriendo grandes superficies, principalmente, en el Campo de Cartagena, términos municipales de Lorca, Totana y Mazarrón y en el sector nororiental de la región.

Capítulo 4

FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL EN SUELOS AGRÍCOLAS TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES DE CERDO

Capítulo 4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL EN SUELOS AGRÍCOLAS TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES DE CERDO

RESUMEN

El uso de purines de cerdo como enmienda orgánica se ha convertido en una práctica agronómica habitual debido al gran volumen generado por las actividades agropecuarias. El objetivo de este estudio fue cuantificar el aumento de macro (N, P, K) y micronutrientes (Zn, Fe, Cu y Mn) en dos suelos del sureste español enmendados con 170 kg N ha⁻¹ (D1, dosis legislada por el RD 261/1996) y 340 kg N ha⁻¹ (D2), así como conocer tanto el efecto de la aplicación de purines sobre el rendimiento agrícola obtenido como la absorción de nutrientes en 2 cosechas de cultivos de cereal (*Triticum aestivum* L. y *Hordeum vulgare* L.). La composición de los purines utilizados en este estudio mostró gran variabilidad entre explotaciones y muestreos para propiedades físico-químicas analizadas como la CE, materia seca, NTK y metales solubles. En el suelo 1, comparado con el control, D1 aumentó las concentraciones de N-NO₃⁻ 2 veces, hasta valores de 41,0 mg kg⁻¹, el contenido de P Olsen 2,8 veces, hasta 99,8 mg kg⁻¹, K-Mg intercambiables y DTPA-Fe hasta 1,1 veces con valores máximos de 0,77 y 2,91 cmol₊ kg⁻¹ y 5,3 mg kg⁻¹, respectivamente y DTPA-Zn 1,6 veces, hasta 21,6 mg kg⁻¹. En el suelo 2, comparado con el tratamiento control, D2 incrementó el contenido de N-NO₃⁻ 9,7 veces, hasta 109,0 mg kg⁻¹, P-Olsen 2,1 veces, con valores máximos de 423,0 mg kg⁻¹, K intercambiable (2,7 veces, hasta 1,64 cmol₊ kg⁻¹), Mg (2,1 veces, 1,77 cmol₊ kg⁻¹), DTPA-Zn 40,5 veces, máximo 18,2 mg kg⁻¹, y DTPA-Fe 1,7 veces, hasta 11,3 mg kg⁻¹. Las mejores correlaciones entre el rendimiento agrícola y la absorción de nutrientes se registraron para N-NO₃⁻ disponible, P-Olsen y DTPA-Zn en suelo, sin suponer para este último un riesgo para la salud humana. Se concluye que la determinación del estado de la fertilidad del suelo un mes después de aplicar purín es un buen indicador para establecer tanto el rendimiento potencial de la cosecha como la absorción de nutrientes por la planta. Sin embargo, se considera que un seguimiento de la CE del suelo y también de los nitratos y fosfatos en los lixiviados mejoraría la efectividad del manejo de este tipo de enmiendas, ya que permite controlar posibles episodios de estrés salino y pérdidas potenciales por lixiviación.

4.1 INTRODUCCIÓN

La producción intensiva de cerdos genera grandes cantidades de subproductos orgánicos, como son los purines de cerdo. En 2005, la producción mundial de purín porcino fue de más de 1,5 millones de toneladas (**Kuligowski et al.**, 2010). En España, la industria porcina estimó una producción de 71 millones de m³ de subproductos en el año 2008 (**MARM**, 2008) y en los últimos 10 años, las granjas de cerdos produjeron 4 millones de toneladas de purines cada año (Real Decreto 324/2000; **Eurostat**, 2010; **MARM**, 2010). La eliminación de grandes cantidades de desechos de cerdo presenta varios desafíos medioambientales a la vez que oportunidades económicas para los productores, científicos, ingenieros agrónomos, así como para organismos del gobierno (**Martínez y Burton**, 1998). La utilización agrícola de los subproductos porcinos como fertilizante orgánico es una práctica común en muchos países productores de cerdo y también como enmendante para la recuperación de suelos en zonas antropogénicamente alteradas (por ejemplo, depósitos industriales y mineros). Los purines de cerdo son considerados como una fuente de N para el maíz y otros cultivos (**Daudén et al.**, 2004; **Biau et al.**, 2012) y una fuente de materia orgánica para el suelo, los cuales han sido usados en la recuperación de depósitos mineros (por ejemplo, **Zanuzzi et al.**, 2009; **Zornoza et al.**, 2012). El uso de purines en agricultura aumenta el estado de fertilidad del suelo mediante el suministro de nutrientes esenciales, tales como N y P, y mejora las propiedades físicas de los suelos (**Ayuso et al.**, 1996; **Gilly y Eghball**, 2002; **Soumare et al.**, 2003; **Biau et al.**, 2012). En el este de Canadá, la utilización de purines como fuente de N (148-590 kg N ha⁻¹) aumentó el rendimiento de una plantación de sauces de un 14,4% a un 24,4% (30,3 a 32,9 t ha⁻¹) comparado con las parcelas control (**Cavanagh et al.**, 2011). Por otra parte, en el noreste de España, el maíz fertilizado con purines presentó valores de biomasa, rendimiento y absorción de N similares a las parcelas tratadas con fertilizante mineral (**Daudén et al.**, 2004). Otros estudios sugieren que las respuestas de los cultivos a los abonos orgánicos y los tratamientos con fertilizantes dependen de la localización, tipo de suelo o año de aplicación (**Gagnon et al.**, 1997; **Stevenson et al.**, 1998). **Yagüe et al.** (2012) reportaron un aumento del 74% en los agregados estables al agua debido a la aplicación de purines en los suelos del noreste de España.

El objetivo principal del experimento de microparcels en campo fue comprender los beneficios agrícolas asociados con la aplicación de purín en suelos con cultivos agrícolas en las inmediaciones de una explotación porcina intensiva en un clima típicamente Mediterráneo. En concreto, los objetivos fueron:

- i) Monitorizar los cambios en las cantidades de los principales nutrientes (N, P, K y Mg) y micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) en los suelos enmendados con dosis 1 (D1):

170 kg N ha⁻¹ (legislada por el RD 261/1996) y dosis 2 (D2): 340 kg N ha⁻¹ y evaluar los perfiles de lixiviación de las principales propiedades físico-químicas.

- ii) Cuantificar el rendimiento y la absorción de nutrientes de cultivos de cereal en dos suelos agrícolas en respuesta a dos aplicaciones de purín de cerdo utilizando dosis controladas y el doble de las dosis controladas.

La información reportada en esta investigación será útil para los agricultores en relación con la cantidad y el momento óptimo de realizar futuras aplicaciones de purines en suelos cultivados de cereal en un ambiente Mediterráneo semiárido.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1 Áreas de estudio y diseño experimental

Las zonas de estudio seleccionadas para llevar a cabo el experimento de microparcels se encuentran ubicadas en Lorca, provincia de Murcia (Capítulo 3, Figura 3.1.1). La primera de ellas en La Hoya (37° 43' 38" N, -1° 34' 12" W, 253 msnm) y la segunda en Doña Inés (37° 55' 27" N, 1° 49' 37" W, 692 msnm).

Estas zonas de estudio, con un 1,5% y 3,4% de pendiente respectivamente, presentan un clima semiárido Mediterráneo con una temperatura media anual de 15°C y una precipitación media anual de 300 mm. Al inicio del experimento se identificaron los perfiles de suelo de cada zona, siendo los suelos dominantes Regosol calcárico (árico) y Calcisol háplico (hipercálico) (WRB, 2014) o Torriorthent típico y Haplocalcid típico (USDA, 2014), respectivamente en las zonas de estudio 1 (S1) y 2 (S2).

El diseño experimental se realizó completamente al azar con una duración de 2 años y 4 meses (marzo 2009 - julio 2011) en unas parcelas de suelo con historia de cultivos de cereal sin adición alguna de fertilizantes inorgánicos. Se seleccionaron un total de 4 microparcels (1 control + 3 con 1 tratamiento con purines) y 7 microparcels (1 control + 6 con 2 tratamientos con purines) en las zonas de estudio 1 y 2, respectivamente. Estas microparcels presentaban dimensiones de 5x5 m, y por lo tanto una superficie de 25 m², y encontrándose separadas unas de otras por un amplio pasillo de 3 m. Concretamente, el diseño experimental consistió en tres tratamientos diferentes, un primer tratamiento control (CT) donde no se aplicó purín a las microparcels, un segundo tratamiento donde se adicionó en el suelo una dosis recomendada de purín de 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (dosis 1, D1) según la Directiva europea 91/676/EEC para áreas vulnerables y el RD 261/1996, aunque las zonas de estudio no eran consideradas como tales y finalmente, un tercer tratamiento que consistía en la incorporación a las microparcels de 340 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (dosis 2,

D2=2xD1). Por limitaciones espaciales, en la zona 1 solamente se seleccionó una dosis de aplicación de purines. Este estudio sobre la fertilidad y rendimiento de cultivos de cereal utilizando microparcels se inició en la zona 1 y posteriormente, se seleccionó la zona 2, que al presentar mayor superficie disponible se planteó la posibilidad de evaluar un tratamiento más. Del mismo modo, debido a la homogeneidad en las propiedades geológicas y físico-químicas de los suelos observada en 2 muestreos pre-estudio, sólo se seleccionó una microparcels control en cada zona, considerando la menor variabilidad que presentaría esta microparcels dado que no recibiría aplicación de purines.

Con la finalidad de llevar a cabo un adecuado tratamiento estadístico de los datos obtenidos en el experimento se plantearon 3 réplicas (3 microparcels) para cada tratamiento con purín (D1 y D2), y como se mencionó anteriormente debido a factores espaciales, a la uniformidad de las propiedades edáficas y a la menor variabilidad por no recibir aplicación de purines, sólo se planteó una microparcels para el tratamiento CT en ambas zonas de estudio. Del mismo modo, se recogieron y analizaron 3 muestras de suelo, al azar, de cada microparcels para cada tratamiento, CT, D1 y D2, y posteriormente fueron analizadas en el laboratorio. En relación a los muestreos de suelo llevados a cabo, aunque se explicarán a continuación, se puede señalar de forma general que se realizaron 2 muestreos de suelo pre-estudio, al azar, en ambas zonas, y después, se continuó con 5 muestreos más. En la zona 1 estos tratamientos comentados anteriormente se aplicaron a dos cosechas de cereal (2010 y 2011), trigo pané (*Triticum aestivum* L.) y cebada cervecera (*Hordeum vulgare* L.); mientras que en la zona 2 los tratamientos fueron aplicados a dos cosechas de cebada cervecera (*Hordeum vulgare* L.) en ambos años.

Los purines de cerdo usados como enmienda se recogieron de una explotación porcina de cebo en la zona de estudio 1 y de una explotación porcina de maternidad en la zona 2. La incorporación de los purines en los primeros 30 cm de la capa superficial del suelo se llevó a cabo utilizando la maquinaria agrícola adecuada el mismo día que se realizó la aplicación de los mismos. En la Tabla 4.2.1.1 se muestran los valores de los parámetros medidos en los diferentes purines utilizados en el experimento. Los tres tratamientos mencionados (control: sin purín de cerdo, D1: 170 kg N ha⁻¹ año⁻¹ y D2: 340 ha⁻¹ año⁻¹) se aplicaron manualmente sobre las microparcels de 25 m² (Anexo Fotográfico, Figuras 1.5.1-6 para la zona 1 y Figuras 1.6.1-6 para la zona 2).

Tabla 4.2.1.1. Media (y desviación estándar) de las muestras de purines recogidas en las explotaciones porcinas de La Hoya y de Doña Inés en Lorca (n=3).

Parámetro ¹	Aplicación de Purín 2009		Aplicación de Purín 2010	
	Zona 1	Zona 2	Zona 1	Zona 2
Humedad (%)	83,0 (3,6)	95,0 (1,3)	96,6 (0,6)	96,3 (1,5)
Densidad (g mL ⁻¹)	1,02 (0)	1,00 (0)	1,01 (0)	0,90 (0,06)
CE (dS m ⁻¹)	55,1 (0,1)	16,1 (0,1)	9,3 (1,4)	16,7 (2)
pH	7,8 (0,1)	7,2 (0,1)	8,4 (0,1)	7,6 (0,1)
Materia seca (g L ⁻¹)	53,9 (16,5)	9,5 (2,6)	33,7 (6,3)	36,9 (15,1)
NTK (g L ⁻¹)	4,58 (0,26)	1,00 (0,06)	2,38 (0,03)	1,41 (0,04)
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	3,15 (0,44)	0,81 (0,07)	1,45 (0,07)	1,18 (0,01)
CO (g L ⁻¹)	18,8 (0,1)	2,2 (0,1)	10,1 (0,1)	12,0 (0,1)
C/N	4,1 (0,1)	2,2 (0,1)	4,2 (0,2)	8,5 (0,4)
Fósforo (mg L ⁻¹)	291 (20)	118 (9)	267 (25)	184 (25)
Magnesio (mg L ⁻¹)	148 (5)	71 (26)	160 (4)	145 (15)
Calcio (mg L ⁻¹)	120 (5)	113 (8)	74 (3)	141 (13)
Potasio (mg L ⁻¹)	998 (19)	836 (12)	1377 (32)	1020 (95)
Sodio (mg L ⁻¹)	498 (42)	868 (19)	870 (7)	1194 (30)
Zinc (mg L ⁻¹)	13,1 (2,6)	3,4 (0,3)	49,3 (33,9)	3,9 (2,0)
Hierro (mg L ⁻¹)	10,0 (1,2)	3,8 (0,7)	7,0 (2,7)	6,4 (2,6)
Cobre (mg L ⁻¹)	1,68 (0,20)	0,67 (0,03)	0,94 (0,72)	0,50 (0,29)
Manganeso (mg L ⁻¹)	3,08 (0,42)	0,42 (0,14)	1,33 (0,22)	0,69 (0,17)
Dosis experimentales ² (L)				
CT	0	0	0	0
D1 (170 kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	100	425	180	300
D2 (340 kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	-	850	-	600

¹ CE: conductividad eléctrica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico.² CT: control; D1: dosis 1; D2: dosis 2.

A partir de los resultados experimentales de NTK en los purines muestreados se calcularon los volúmenes de aplicación de las dosis seleccionadas (D1 y D2=2xD1, Tabla 4.2.1.1) para la superficie de estudio. En la siguiente figura se muestra la secuencia temporal de las diferentes etapas implicadas en este experimento de microparcels desde que se iniciaron los muestreos pre-estudio, seguidos de las aplicaciones de purines de cerdo, hasta la finalización de los ciclos de cultivo en ambas zonas de estudio:

Figura 4.2.1.1. Cronograma temporal de las actividades realizadas en el periodo de experimentación 2009-2011.

Muestreo de suelo: PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC1: final cultivo 1; PC2: pre-cultivo 2; FC2: final cultivo 2.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

La primera aplicación de purines en suelo se realizó en octubre de 2009 con 100 L y 425 L de purín para D1 en S1 y S2, respectivamente, y 850 L de purines para las microparcelas D2 en S2. Transcurrido un mes, en diciembre de 2009 se sembró la primera cosecha de cereal que fue cosechada en junio de 2010. Después de 1 año de la primera aplicación, en octubre de 2010, se repitió la aplicación de purines en ambas zonas de estudio utilizando 180 L y 300 L para las microparcelas D1 en S1 y S2, respectivamente, y 600 L de purines en las microparcelas D2 en S2 (Tabla 4.2.1.1). La segunda cosecha comenzó en enero de 2011 y finalizó en julio de 2011.

4.2.2 Muestreos y análisis de suelo

Inicialmente se realizaron 2 muestreos pre-estudio al azar en ambas zonas, entre marzo y julio de 2009, que se utilizaron para conocer las características y propiedades edáficas iniciales de las zonas de estudio antes de la aplicación de los tratamientos (Tabla 4.2.2.1).

Tabla 4.2.2.1. Media (y desviación estándar) de las muestras de suelo en superficie (0-30 cm) recogidas en las explotaciones agrícolas de La Hoya y de Doña Inés en Lorca.

Parámetro ¹	Suelo 1	Suelo 2
	n=24	n=42
pH	7,8 (0,1)	8,3 (0,3)
CE (dS m ⁻¹)	2,29 (0,66)	0,22 (0,10)
CaCO ₃ (%)	22,6 (2,9)	55,9 (4,5)
P Olsen (mg kg ⁻¹)	24,9 (13,9)	189,3 (28,5)
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	32,3 (27,6)	15,9 (12,9)
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	14,3 (5,7)	20,5 (9,7)
NTK (g kg ⁻¹)	0,75 (0,15)	0,61 (0,24)
CO (g kg ⁻¹)	12,2 (3,3)	9,7 (3,7)
C/N	16,2 (8,5)	15,9 (8,2)
Na Intercambiable (cmol ₊ kg ⁻¹)	1,72 (0,56)	0,70 (0,36)
K Intercambiable (cmol ₊ kg ⁻¹)	0,67 (0,21)	1,11 (0,89)
Mg Intercambiable (cmol ₊ kg ⁻¹)	2,32 (0,48)	1,08 (0,32)
CIC (cmol ₊ kg ⁻¹)	6,6 (1,4)	10,2 (2,4)
DTPA-Cu (mg kg ⁻¹)	1,41 (0,16)	1,95 (0,47)
DTPA-Zn (mg kg ⁻¹)	5,8 (2,3)	3,7 (3,3)
DTPA-Fe (mg kg ⁻¹)	3,2 (0,5)	4,3 (2,5)
DTPA-Mn (mg kg ⁻¹)	15,8 (3,6)	32,8 (25,8)
Arena (%)	24,8 (6,6)	27,5 (4,0)
Limo (%)	56,5 (4,8)	47,7 (4,1)
Arcilla (%)	18,7 (3,0)	24,8 (2,8)

¹ CE: conductividad eléctrica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico; CIC: capacidad de intercambio catiónico; DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Los siguientes muestreos de suelo se llevaron a cabo con una periodicidad de 3-5 meses, realizándose un total de 5 muestreos de suelo entre los que tuvieron lugar 2 aplicaciones de purines y 2 ciclos de cultivos de cereal (cebada y trigo) (Figura 4.2.1.1). A continuación se detallan:

(A) Primera aplicación y cosecha 2009-2010: trigo pané (suelo 1) y cebada cervecera (suelo 2). Se realizaron 3 muestreos:

- Muestreo Pre-cultivo 1 (PC1) en noviembre de 2009, un mes después de la primera aplicación de purines.
- Muestreo Desarrollo de cultivo 1 (DC1), en marzo de 2010, mientras acontecía el estadio de encañazón/floración del cereal en desarrollo (**Zadoks et al.**, 1974).
- Muestreo Fin de cultivo 1 (FC1), en julio de 2010. Posteriormente se realizó la aplicación de purines.

(B) Segunda aplicación y cosecha 2010-2011: cebada cervecera en ambas zonas (S1 y S2). Se realizaron 2 muestreos:

- Muestreo Pre-cultivo 2 (PC2) en diciembre de 2010.
- Muestreo Fin de cultivo 2 (FC2), último muestreo, en junio de 2011, coincidiendo con el estadio de madurez de la cebada (**Zadoks et al.**, 1974).

Los muestreos de suelo PC1 y PC2 manifiestan cómo repercute en el suelo la aplicación de purines, y los siguientes muestreos DC1, FC1 y FC2 nos informan sobre la extracción de nutrientes por la planta y cómo le afecta a las propiedades estudiadas del suelo el desarrollo de los cultivos, DC1 representa la absorción de nutrientes durante las primeras etapas de desarrollo del cultivo y FC1 y FC2 señalan el estado final del suelo al finalizar el ciclo de cultivo.

En 3 puntos al azar de cada microparcela se recogieron 3 muestras de suelo en superficie (0-30 cm) y 3 muestras en profundidad (30-60 cm). Y en 1 punto al azar en cada microparcela se recogieron tantas muestras de suelo como horizontes fueron identificados en los perfiles de suelo (Ap1, Ap2 y C en S1 y Ap1, Ap2, Ck1 y Ck2 en S2). Cada muestra de suelo se secó al aire y se pasó por un tamiz <2 mm antes de realizar los análisis. Las muestras de suelo en superficie (0-30) de este estudio nos aportan información sobre los beneficios de la aplicación de purines en el crecimiento de la cebada cervecera y el trigo pané, mientras que las muestras de suelo en profundidad y de los perfiles nos sirven principalmente para conocer la influencia de la aplicación de purines en horizontes

subsuperficiales y evaluar el movimiento vertical de NO_3^- , CE, P Olsen, Na intercambiable, DTPA-Cu y DTPA-Zn entre otros.

El pH del suelo se midió en agua desionizada (1:2,5 p/v), mientras que la CE se midió en proporción 1:5 (p/v). El CO se determinó mediante la oxidación $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (**Walkley y Black**, 1934). El N total se realizó mediante el método de Kjeldahl (**Duchaufour**, 1970). Las concentraciones de N-NH_4^+ y N-NO_3^- se determinaron mediante espectrofotometría UV-visible en un extracto de KCl 2 M (1:10 p/v) (**Keeney y Nelson**, 1982; **Sempere et al.**, 1993; **Kandeler et al.**, 1999). El fósforo disponible se midió según el método Olsen basado en la extracción con bicarbonato de sodio (**Burt**, 2004), mientras que los elementos intercambiables se determinaron mediante absorción atómica en los extractos de acetato amónico según el método de capacidad de intercambio catiónico (**Chapman**, 1965). Los metales biodisponibles (Cu, Zn, Fe y Mn) se estimaron mediante extracción con ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA) basándose el método descrito por **Lindsay y Norvell** (1978).

4.2.3 Muestreos y análisis de cereal

Al finalizar cada ciclo de cultivo se recogieron todas las muestras de planta, para ello se seleccionó al azar un área de 1 m^2 dentro de cada microparcela para estimar la biomasa y la absorción de macro y micronutrientes. La biomasa total (incluyendo espiga + grano) se determinó en campo, posteriormente se seleccionaron cinco plantas en cada microparcela y se llevaron al laboratorio para determinar su longitud, peso, humedad y nutrientes asimilados. Las muestras de planta fueron secadas y molidas antes de los análisis de laboratorio. La absorción total de macro y microelementos se determinó en las muestras de planta mediante el procedimiento recomendado por **Madrid et al.** (1996), que consiste en mineralizar aproximadamente 0,7 g de muestra molida (espiga y grano separadamente) a 480°C durante 24 h y, posteriormente, las muestras fueron digeridas con HNO_3 0,6 N. El Na y K total se midieron por fotometría de emisión de llama, mientras que Ca, Mg, Zn, Fe, Cu y Mn se determinaron por absorción atómica. El P total en las muestras de planta se determinó a partir del extracto digerido de HNO_3 utilizando el método de molibdato de amonio (**Jeffery et al.**, 1989). El N total se determinó por el método de Kjeldahl (**Duchaufour**, 1970). El contenido de nitratos en las muestras de la planta se estimó después de la extracción de 0,45 a 0,50 g de muestra de planta con 25 mL de agua destilada, entonces el N-NO_3^- en el extracto se midió por fotometría usando 2,6-dimetilfenol en una mezcla de $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_3\text{PO}_4$ según la prueba Nanocolor (**APHA-AWWA-WPCF**, 1992).

4.2.4 Análisis estadístico

Se llevo a cabo un diseño de 2 factores (tratamiento: Control, D1, D2 y frecuencia de muestreos: PC1, DC1, FC1, PC2 y FC2) para evaluar los cambios temporales de las propiedades del suelo tras la aplicación de purines de cerdo, tanto en superficie como en profundidad. Se realizó el test ANOVA de un factor para comparar las medias de forma significativa de los diferentes tratamientos y muestreos. La comparación entre tratamientos se realizó con el test de Tukey ($P < 0,05$), ya que este test es robusto en la medida que no subestima la menor diferencia significativa (existe menor probabilidad de rechazar la hipótesis nula) cuando todos los grupos presentan un tamaño similar. Para detectar las diferencias entre las muestras de suelo superficial (0-30 cm) y en profundidad (30-60 cm) se realizó un test de Student. Finalmente, se determinaron las correlaciones mediante el test paramétrico de Pearson entre las diversas formas de N en el suelo, el P disponible, K, Mg y Na intercambiables, Cu, Zn, Fe y Mn biodisponibles, la absorción de macro y micronutrientes de la planta y los rendimientos de biomasa. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software SPSS 17.0 para Windows.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Propiedades de las muestras de suelo en superficie

Todas las propiedades del suelo, excepto N-NH_4^+ , NTK y la relación C/N de S1, muestran diferencias significativas entre los tratamientos y los 5 muestreos temporales de suelo realizados (Tablas 4.3.1.1-4.3.1.4).

Tabla 4.3.1.1. Media (y desviación estándar) del pH, CE, CaCO_3 y P Olsen en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	pH (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	8,3 (0,6) ^c	8,4 (0,2) ^{DE}	8,2 (0,4) ^{bc}	8,2 (0,2) ^{BCDE}	8,3 (0,1) ^{CDE}
Desarrollo cultivo 1	7,9 (0,1) ^{abc}	8,6 (0,1) ^E	7,8 (0,1) ^{ab}	8,5 (0,1) ^{DE}	8,4 (0,3) ^{CDE}
Fin cultivo 1	7,8 (0,1) ^{ab}	8,1 (0,3) ^{DE}	7,8 (0,1) ^{ab}	8,5 (0,2) ^{DE}	8,5 (0,1) ^{DE}
Pre-cultivo 2	7,5 (0,1) ^a	8,1 (0,3) ^{BCDE}	7,4 (0,1) ^a	7,9 (0,2) ^{ABC}	7,4 (0,6) ^A
Fin cultivo 2	7,7 (0,1) ^a	8,1 (0,2) ^{BCDE}	7,6 (0,1) ^a	8,0 (0,1) ^{BCD}	7,8 (0,2) ^{AB}
Muestreo	CE ¹ (dS m ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	2,23 (0,11) ^{bc}	0,17 (0,02) ^A	2,29 (0,36) ^c	0,19 (0,05) ^{AB}	0,26 (0,04) ^{ABC}
Desarrollo cultivo 1	1,27 (0,69) ^{ab}	0,14 (0,03) ^A	1,98 (0,43) ^{abc}	0,20 (0,05) ^{AB}	0,20 (0,02) ^{AB}
Fin cultivo 1	2,12 (0,15) ^{bc}	0,20 (0,06) ^{AB}	2,18 (0,8) ^{bc}	0,21 (0,10) ^{AB}	0,24 (0,04) ^{ABC}
Pre-cultivo 2	1,96 (0,29) ^{abc}	0,16 (0,01) ^A	2,22 (0,24) ^{bc}	0,29 (0,07) ^{BCD}	0,40 (0,05) ^D
Fin cultivo 2	1,59 (0,53) ^{abc}	0,15 (0,03) ^A	1,08 (0,18) ^a	0,19 (0,06) ^{AB}	0,34 (0,06) ^{CD}
Muestreo	% CaCO_3 (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	18,7 (2,1) ^{ab}	68,1 (10,1) ^E	21,2 (1,4) ^{ab}	54,0 (5,1) ^{AB}	52,4 (2,7) ^A
Desarrollo cultivo 1	17,6 (1,5) ^a	57,1 (0,9) ^{ABCD}	17,9 (2,1) ^a	59,4 (4,3) ^{ABCD}	54,3 (1,2) ^{ABC}
Fin cultivo 1	18,8 (1,0) ^{ab}	56,9 (0,9) ^{ABCD}	20,3 (3,1) ^{ab}	52,5 (4,1) ^A	56,8 (3,7) ^{ABCD}
Pre-cultivo 2	21,6 (0,2) ^{ab}	59,8 (0,9) ^{BCD}	22,7 (1,7) ^a	61,3 (2,7) ^{CDE}	61,1 (2,0) ^{BCDE}
Fin cultivo 2	19,5 (1,6) ^{ab}	59,1 (1,1) ^{ABCD}	21,3 (1,8) ^{ab}	61,5 (1,2) ^{DE}	63,0 (1,9) ^{DE}
Muestreo	P Olsen (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	35,2 (7,9) ^a	191,0 (36,1) ^{ABC}	99,8 (38,4) ^b	80,2 (65,7) ^A	355,1 (86,9) ^{CD}
Desarrollo cultivo 1	28,7 (5,5) ^a	181,3 (5,9) ^{AB}	55,2 (23,6) ^{ab}	229,9 (69,4) ^{ABC}	296,7 (85,9) ^{BCD}
Fin cultivo 1	25,6 (6,8) ^a	186,8 (2,3) ^{ABC}	73,4 (33,8) ^{ab}	225,4 (49,6) ^{ABC}	242,9 (49,9) ^{ABC}
Pre-cultivo 2	40,6 (19,1) ^a	186,2 (4,7) ^{ABC}	77,9 (25,7) ^{ab}	260,1 (67,7) ^{BCD}	423,0 (176,5) ^D
Fin cultivo 2	55,9 (2,8) ^{ab}	181,7 (2,8) ^{ABC}	80,9 (10,1) ^{ab}	250,0 (35,9) ^{ABCD}	324,7 (95,4) ^{BCD}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

¹ CE: conductividad eléctrica.

El pH del suelo varía desde 7,4 (S1-D1-PC2 y S2-D2-PC2) hasta 8,3 (S1-CT-PC1) y 8,6 (S2-CT-DC1), destacando significativamente estos 2 últimos datos analíticos en ambos suelos (Tabla 4.3.1.1). Los valores registrados para el muestreo PC1 destacan

significativamente en S1 para CT y D1 con respecto a los siguientes muestreos, y en S2 la 2ª aplicación de purines (PC2) tiene una clara influencia sobre los resultados de pH registrados en D2 frente CT. Durante los ciclos de cultivos (DC1, FC2 y FC1) sólo se observan diferencias significativas entre S1-CT-PC1 y S1-CT-FC1.

En relación a la CE, se observa en la Tabla 4.3.1.1 que los mayores valores se registran en S1-D1 con respecto CT para todos los muestreos excepto en CT-FC2. Por otra parte, en S2, las microparcels D1-PC2 y D2-PC2 y FC2 (de aquí en adelante indicado como PC2/FC2) presentan contenidos de sales (dS m^{-1}) ligeramente más altos que la microparcels CT siendo de 0,29; 0,40 y 0,34, respectivamente. Tras la 2ª aplicación de purines (PC2) sólo se detecta un aumento significativo para S2 en las microparcels con aplicación (D1 y D2) frente la microparcels CT. Del mismo modo, al finalizar el 2º ciclo de cultivo (FC2) únicamente destacan los valores de S1-D1-FC2 con respecto S1-D1-PC2.

El contenido de carbonato cálcico varía desde 17,6% (CT-DC1) hasta 22,7% (D1-PC2) en S1 (Tabla 4.3.1.1); mientras que en S2 este contenido oscila entre 52,4% en la microparcels D2-PC1 hasta un 68,1% en CT-PC1. En S1, no se observan diferencias significativas entre tratamientos y muestreos, y en S2 llegan a observarse diferencias significativas entre los tratamientos D1 y D2 con respecto a CT solamente en el muestreo PC1 (tras la 1ª aplicación). Tampoco se aprecian diferencias significativas tras la 2ª aplicación de purines para ninguno de los suelos estudiados. Durante el primer ciclo de cultivo se detectan para S2-CT diferencias entre FC1 y DC1 respecto a PC1.

Los resultados de P Olsen son generalmente más elevados en las microparcels D1 y D2 que en la microparcels CT, para todos los muestreos en ambos suelos excepto para S2-D1-PC1 (Tabla 4.3.1.1). Los contenidos de P Olsen en las microparcels de CT varían desde 25,6-55,9 mg P kg^{-1} en S1 y desde 181,3-191,0 mg P kg^{-1} en S2. En las microparcels D1 los valores se encuentran dentro del intervalo de 55,2 a 99,8 mg P kg^{-1} en S1 y de 80,2 a 260,1 mg P kg^{-1} en S2 (Tabla 4.3.1.1). Por su parte, en las microparcels D2 se obtienen las mayores concentraciones de P, llegando incluso a 423,0 mg kg^{-1} en S2-PC2. Con respecto a la aplicación de purines, llegan a observarse diferencias significativas para la primera aplicación (PC1) entre los tratamientos CT/D1 en S1 y D1/D2 en S2 y entre los tratamientos CT/D2 en S2 para la 2ª aplicación (PC2). No se detectan concentraciones de P Olsen significativas durante el desarrollo ni al finalizar los ciclos de cultivo en ambos suelos de estudio.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.1.2. Media (y desviación estándar) de N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NTK, CO y relación C/N en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	N-NO_3^- (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1 [†]	Suelo 2 [†]	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	12,1 (7,3) ^{ab}	9,6 (0,9) ^A	41,0 (10,8) ^c	9,8 (4,2) ^A	22,6 (1,9) ^A
Desarrollo cultivo 1	1,3 (0,7) ^{ab}	3,2 (0,6) ^A	1,4 (0,7) ^{ab}	9,7 (5,8) ^A	6,8 (2,0) ^A
Fin cultivo 1	12,8 (3,4) ^{ab}	3,6 (0,2) ^A	28,9 (11,2) ^{bc}	7,9 (4,0) ^A	15,4 (1,3) ^A
Pre-cultivo 2	26,9 (5,1) ^{bc}	3,9 (0,4) ^A	37,8 (18,5) ^c	78,5 (25,6) ^B	109,0 (35,3) ^C
Fin cultivo 2	1,0 (0,7) ^a	3,6 (0,9) ^A	20,6 (10,5) ^{abc}	14,6 (11,5) ^A	73,6 (4,6) ^B
Muestreo	N-NH_4^+ (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	9,7 (1,6)	20,8 (0,7) ^{FGH}	11,8 (4,3)	22,6 (7,3) ^H	22,1 (0,4) ^{GH}
Desarrollo cultivo 1	14,7 (2,9)	3,4 (0,2) ^A	11,9 (4,3)	12,9 (4,8) ^{CDE}	14,5 (2,6) ^{DEF}
Fin cultivo 1	14,5 (7,3)	17,8 (4,4) ^{EF}	9,5 (6,1)	5,9 (2,7) ^{AB}	9,7 (2,2) ^{ABCD}
Pre-cultivo 2	20,9 (13,7)	12,8 (2,2) ^{BCDE}	17,8 (6,5)	6,7 (2,6) ^{ABC}	15,2 (1,4) ^{DEFG}
Fin cultivo 2	9,1 (2,2)	5,5 (0,3) ^A	10,3 (1,8)	5,9 (2,0) ^{AB}	7,3 (2,2) ^{ABC}
Muestreo	NTK [†] (g kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	0,81 (0,11)	0,56 (0,01) ^{AB}	0,84 (0,16)	0,66 (0,19) ^{ABC}	0,77 (0,02) ^{BC}
Desarrollo cultivo 1	0,85 (0,02)	0,43 (0,05) ^A	0,94 (0,10)	0,65 (0,20) ^{ABC}	0,63 (0,08) ^{ABC}
Fin cultivo 1	0,87 (0,01)	0,53 (0,01) ^{AB}	0,80 (0,22)	0,66 (0,14) ^{ABC}	0,55 (0,06) ^{AB}
Pre-cultivo 2	0,88 (0,04)	0,56 (0,01) ^{AB}	0,94 (0,11)	0,80 (0,22) ^{BC}	0,89 (0,22) ^C
Fin cultivo 2	0,77 (0,02)	0,56 (0,04) ^{AB}	0,97 (0,12)	0,67 (0,07) ^{ABC}	0,75 (0,12) ^{BC}
Muestreo	CO [†] (g kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	9,9 (1,3) ^a	9,9 (1,8) ^{AB}	12,4 (2,0) ^{ab}	8,3 (3,0) ^A	10,3 (1,2) ^{ABC}
Desarrollo cultivo 1	18,1 (0,9) ^{bc}	15,8 (1,1) ^{DE}	16,5 (1,9) ^{abc}	14,5 (2,2) ^{BCDE}	14,2 (1,6) ^{BCDE}
Fin cultivo 1	16,3 (0,9) ^{abc}	13,1 (2,6) ^{AB}	16,6 (2,6) ^{abc}	15,6 (2,8) ^{DE}	12,1 (1,0) ^{AB}
Pre-cultivo 2	15,1 (1,9) ^{abc}	10,6 (1,2) ^{AB}	18,0 (5,4) ^{bc}	12,0 (2,5) ^{ABC}	15,5 (3,5) ^{CDE}
Fin cultivo 2	16,2 (4,2) ^{abc}	12,5 (3,8) ^{AB}	20,3 (3,0) ^c	13,1 (2,2) ^{ABC}	16,2 (3,7) ^E
Muestreo	C/N (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	12,2 (0,6)	17,5 (2,8) ^{ABC}	15,1 (3,3)	12,1 (1,6) ^A	12,9 (1,2) ^{AB}
Desarrollo cultivo 1	21,3 (0,8)	37,2 (6,6) ^D	17,7 (2,1)	23,5 (6,3) ^{BC}	22,9 (5,8) ^{ABC}
Fin cultivo 1	18,8 (0,8)	24,6 (5,4) ^C	22,7 (9,4)	23,9 (5,1) ^{BC}	22,0 (4,3) ^{ABC}
Pre-cultivo 2	17,2 (2,6)	18,8 (1,8) ^{ABC}	19,1 (5,0)	14,7 (5,3) ^{ABC}	17,2 (8,0) ^{ABC}
Fin cultivo 2	21,3 (5,9)	22,0 (5,0) ^{ABC}	20,9 (1,9)	19,3 (4,5) ^{ABC}	20,6 (6,9) ^{ABC}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[†] NKT: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico.

Las concentraciones de N-NO_3^- registradas en ambos suelos después de aplicar purines manifiestan diferencias significativas entre tratamientos en S1 para PC1 (1ª aplicación) y en S2 para PC2 (2ª aplicación) (Tabla 4.3.1.2). Durante el desarrollo del primer ciclo de cultivo

(DC1) también se observan diferencias significativas con respecto a PC1 en S1-D1. Incluso al completarse el 2º ciclo de cultivo (FC2), las microparcels S1-CT, S2-D1 y S2-D2 muestran concentraciones significativamente inferiores con respecto al muestreo previo (PC2) como consecuencia de los nutrientes absorbidos por los cultivos, incluso las microparcels S2-D2-FC2 siguen mostrando concentraciones bastante superiores frente al resto de tratamientos, pudiéndose deber a los nutrientes aportados con los purines. Como se comentaba al principio de este apartado, las concentraciones de N-NH_4^+ en suelo no muestran diferencias significativas entre tratamientos y muestreos para S1 (Tabla 4.3.1.2), y con respecto a S2, se encuentran diferencias significativas entre los tratamientos CT y D1/D2 en los muestreos DC1 y FC1. La proporción de N-NH_4^+ es $<10\%$ en comparación con el NTK, siendo este la suma de N-NH_4^+ y N orgánico.

En relación al NTK (Tabla 4.3.1.2), no se obtienen diferencias significativas para los resultados de NTK durante los muestreos realizados antes y después de la aplicación de purines en S1, estando estos valores entre $0,77$ y $0,97 \text{ g kg}^{-1}$. En las muestras tomadas en S2 con D2-PC2 (tras la 2ª aplicación) se comprueba que las concentraciones de NTK son ligeramente superiores ($0,89 \text{ g kg}^{-1}$) con respecto al resto de muestreos en la misma microparcels ($0,55$ - $0,77 \text{ g kg}^{-1}$), aunque no destacan estadísticamente. Con respecto a la influencia del desarrollo del cultivo, no se aprecian diferencias entre muestreos, sólo entre S2-D2-FC1/PC2. En S2, tras la 2ª aplicación de purines (PC2) sólo se observan diferencias significativas entre CT y D2. Y durante los ciclos de cultivo, CT/D2-DC1 y D1/D2-FC2 reflejan valores ligeramente inferiores con respecto al muestreo anterior (PC1 y PC2) aunque no destacan estadísticamente. Al comparar las concentraciones registradas de N-NO_3^- y N-NH_4^+ en las microparcels enmendadas (D1 y D2) tras la aplicación de purines (PC1 y PC2) se distinguen concentraciones superiores de N-NO_3^- respecto a N-NH_4^+ excepto en S2-D1-PC1. Además, si comparamos los resultados de N-NO_3^- y N-NH_4^+ obtenidos en el muestreo PC2 con D1 y D2 se comprueba que las concentraciones medias de N-NO_3^- en S1-D1 son 2 veces superiores a las de N-NH_4^+ kg^{-1} ($37,8 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ frente $17,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$), en S2-D1 12 veces superiores ($78,5 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ frente $6,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$) y en S2-D2 son 7 veces superiores ($109,0 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ frente $15,2 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$). En relación a los valores registrados en el muestreo FC2 con D1 y D2, se aprecia que las concentraciones de N-NH_4^+ son inferiores a las obtenidas de N-NO_3^- .

El contenido de CO (Tabla 4.3.1.2) oscila entre $9,9$ (S1-CT-PC1) y $8,3 \text{ g kg}^{-1}$ (S2-D1-PC1) hasta $20,3$ (S1-D1-FC2) y $16,2 \text{ g kg}^{-1}$ (S2-D2-FC2). No se detectan diferencias significativas entre los tratamientos S1-CT/D1 ni tampoco en S2-CT/D1/D2 durante los muestreos realizados ni tras las aplicaciones de purines. Sin embargo, durante el ciclo de cultivo 1,

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

destacan valores de CO significativamente superiores entre los muestreos PC1 y DC1 tanto en S1-CT como en S2-CT y también entre PC1 y DC1/FC1 para S2-D1.

La relación C/N (Tabla 4.3.1.2) se mantiene inferior a 25 en la mayoría de las muestras para todos los tratamientos y muestreos de suelo realizados en ambos suelos, excepto S2-CT-DC1. Para S1 no se detectan diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos. Para S2 solamente destacan las diferencias significativas encontradas entre las microparcels con aplicación con respecto a la microparcels CT para el muestreo DC1.

Tabla 4.3.1.3. Media (y desviación estándar) de cationes intercambiables Na, K, Mg y CIC en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	Na Intercambiable (cmol _e kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1 [†]	Suelo 2 [†]	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	1,89 (0,26) ^{ab}	0,86 (0,09) ^{DEF}	3,41 (1,85) ^b	1,05 (0,40) ^{EF}	1,18 (0,15) ^F
Desarrollo cultivo 1	0,25 (0,06) ^a	0,16 (0,04) ^A	0,53 (0,32) ^a	0,18 (0,07) ^{AB}	0,50 (0,41) ^{ABCD}
Fin cultivo 1	1,13 (0,49) ^a	0,39 (0,10) ^{ABC}	1,46 (0,57) ^a	0,48 (0,20) ^{ABCD}	0,62 (0,05) ^{BCDE}
Pre-cultivo 2	0,62 (0,19) ^a	0,73 (0,16) ^{CDE}	1,26 (0,73) ^a	0,73 (0,15) ^{CDE}	1,00 (0,11) ^{EF}
Fin cultivo 2	0,58 (0,22) ^a	1,24 (0,09) ^F	0,51 (0,24) ^a	0,34 (0,12) ^{ABC}	0,64 (0,20) ^{CDE}
Muestreo	K Intercambiable (cmol _e kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	0,55 (0,09) ^{ab}	0,38 (0,13) ^A	0,62 (0,11) ^{ab}	0,83 (0,59) ^{AB}	0,37 (0,16) ^A
Desarrollo cultivo 1	0,59 (0,05) ^{ab}	0,36 (0,09) ^A	0,53 (0,12) ^{ab}	1,10 (0,87) ^{AB}	0,79 (0,08) ^{AB}
Fin cultivo 1	0,66 (0,11) ^{ab}	0,42 (0,04) ^A	0,77 (0,16) ^b	1,03 (0,66) ^{AB}	0,77 (0,20) ^{AB}
Pre-cultivo 2	0,63 (0,08) ^{ab}	0,48 (0,42) ^A	0,69 (0,10) ^{ab}	1,00 (0,42) ^{AB}	1,64 (0,27) ^B
Fin cultivo 2	0,47 (0,05) ^a	0,27 (0,01) ^A	0,70 (0,13) ^{ab}	0,84 (0,46) ^{AB}	1,15 (0,1,0) ^{AB}
Muestreo	Mg Intercambiable (cmol _e kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	2,62 (0,45) ^{bc}	0,70 (0,04) ^A	2,70 (0,45) ^{bc}	0,86 (0,09) ^{ABC}	1,75 (0,43) ^F
Desarrollo cultivo 1	1,46 (0,24) ^a	0,69 (0,02) ^A	1,80 (0,46) ^{ab}	0,81 (0,12) ^{AB}	1,46 (0,28) ^{EF}
Fin cultivo 1	2,31 (0,12) ^{abc}	0,71 (0,03) ^A	2,25 (0,76) ^{abc}	0,85 (0,11) ^{ABC}	1,32 (0,12) ^{DE}
Pre-cultivo 2	2,67 (0,39) ^{bc}	0,97 (0,14) ^{ABCD}	2,91 (0,48) ^c	1,17 (0,13) ^{BCDE}	1,77 (0,24) ^F
Fin cultivo 2	1,89 (0,09) ^{abc}	0,66 (0,04) ^A	1,66 (0,32) ^{ab}	0,79 (0,08) ^{AB}	1,23 (0,02) ^{CDE}
Muestreo	CIC ¹ (cmol _e kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	7,4 (0,4) ^b	9,3 (0,7) ^{ABCD}	7,3 (0,7) ^b	9,7 (0,6) ^{BCD}	10,7 (0,8) ^D
Desarrollo cultivo 1	6,1 (0,8) ^{ab}	9,0 (0,3) ^{ABC}	6,7 (1,4) ^{ab}	8,8 (0,4) ^{AB}	8,1 (0,4) ^{AB}
Fin cultivo 1	4,8 (0,3) ^a	8,5 (0,1) ^{AB}	5,7 (0,5) ^{ab}	8,1 (0,9) ^{AB}	7,9 (1,5) ^A
Pre-cultivo 2	7,3 (1,1) ^b	8,9 (0,7) ^{AB}	7,2 (1,5) ^b	10,6 (1,1) ^{CD}	9,2 (0,3) ^{ABCD}
Fin cultivo 2	5,4 (0,4) ^{ab}	8,4 (0,4) ^{AB}	5,9 (0,9) ^{ab}	8,9 (0,9) ^{AB}	8,0 (0,2) ^A

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes (P>0,05) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

¹ CIC: capacidad de intercambio catiónico.

Los cationes intercambiables y la CIC varían con los tratamientos y los muestreos realizados (Tabla 4.3.1.3). En ambos suelos, para la mayoría de los muestreos, los valores de Na intercambiable en D1 y D2 son superiores a los obtenidos en la microparcela CT, con las únicas excepciones observadas en S1/S2-CT-FC2 donde se comprueba que los valores de Na intercambiable en la microparcela CT son superiores a los obtenidos en los otros dos tratamientos, y en S2-PC2 (2ª aplicación) donde se aprecia la misma concentración de este elemento con los tratamientos CT y D1. Además, se comprueba que en S1 solamente destacan los valores significativamente superiores para el tratamiento D1-PC1 ($3,41 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$, tras la aplicación de purines) con respecto al resto de muestreos diferentes de PC1 en dichas microparcels ($0,51\text{-}1,46 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$). Durante el desarrollo del ciclo de cultivo 1 (DC1 y FC1) se registran concentraciones significativamente inferiores con respecto a PC1 para S1-D1 y S2-CT/D1/D2. En el segundo ciclo de cultivo sólo el muestreo S2-CT-FC2 presenta concentraciones significativamente superiores con respecto al muestreo PC2.

Los resultados de K intercambiable (Tabla 4.3.1.3) varían en S1 desde $0,47 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (CT-FC2) hasta $0,77 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (D1-FC1) y en S2 estos valores oscilan entre $0,27 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (CT-FC2) y $1,64 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (D2-PC2). Tras las aplicaciones de purines tan solo aparecen concentraciones significativamente superiores en las microparcels S2-D2-PC2 con respecto a la microparcela CT. Durante el desarrollo del ciclo de cultivo no se detectan concentraciones significativas con respecto a los muestreos previos pre-cultivo.

Con respecto a Mg intercambiable (Tabla 4.3.1.3), en S2 las microparcels D1 y D2 presentan mayores valores que la microparcela control para todos los eventos de muestreo, sin embargo en S1, las microparcels CT y D1 muestran resultados muy similares. Tras las aplicaciones de purines (muestreos PC1 y PC2), aunque en S1 no se encuentran diferencias entre tratamientos, en S2 se registran diferencias entre las microparcels D2 con respecto a las microparcels CT y D1, no solo en los dos muestreos señalados anteriormente (PC1 y PC2) si no también en el resto. También destacan las concentraciones significativamente inferiores de S1-CT-DC1, S1-D1-FC2 y S2-D2-FC2 con respecto a los muestreos PC1 y PC2.

Tras la aplicación de purines, no se aprecia una clara tendencia con respecto a los cambios observados en CIC en los diferentes muestreos de suelo (Tabla 4.3.1.3), sólo en las microparcels S2-D1-PC2 se obtienen diferencias significativas tras la aplicación de purines con respecto a la microparcela CT. En general los valores de CIC varían en S1 desde 4,8 en CT-FC1 hasta $7,4 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ en CT-PC1 y en S2 desde 7,9 (D2-FC1) hasta $10,7 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (D2-PC1).

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.1.4. Media (y desviación estándar) de metales Cu, Zn, Fe y Mn extraídos con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en superficie (0-30 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	DTPA-Cu ¹ (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1 [†]	Suelo 2 [†]	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	1,55 (0,13) ^{bc}	2,04 (0,37) ^C	1,76 (0,33) ^{cd}	2,56 (0,44) ^{CDE}	3,26 (0,4) ^E
Desarrollo cultivo 1	1,32 (0,04) ^{abc}	2,02 (0,15) ^{BC}	1,63 (0,32) ^{bc}	2,42 (0,43) ^{CD}	2,36 (0,31) ^{CD}
Fin cultivo 1	1,76 (0,23) ^{cd}	2,65 (0,25) ^{CDE}	2,45 (0,68) ^d	2,53 (0,35) ^{CD}	2,13 (0,17) ^{CD}
Pre-cultivo 2	1,54 (0,02) ^{bc}	2,01 (0,39) ^{BC}	1,74 (0,15) ^{bcd}	2,29 (0,37) ^{CD}	2,76 (0,25) ^{DE}
Fin cultivo 2	0,74 (0,04) ^a	1,14 (0,06) ^A	0,99 (0,16) ^{ab}	1,17 (0,28) ^A	1,33 (0,3) ^{AB}
Muestreo	DTPA-Zn ¹ (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	14,0 (5,5) ^{ab}	0,49 (0,16) ^{BC}	21,6 (7,5) ^b	2,6 (3,1) ^{CDEF}	18,2 (5,1) ^H
Desarrollo cultivo 1	7,7 (1,1) ^a	0,51 (0,04) ^{BC}	11,2 (4,5) ^{ab}	2,7 (3,1) ^{BCDE}	7,7 (1,7) ^{FGH}
Fin cultivo 1	10,4 (4,0) ^{ab}	0,32 (0,05) ^B	15,3 (6,1) ^{ab}	2,8 (3,5) ^{BCD}	7,2 (1,4) ^{FGH}
Pre-cultivo 2	9,7 (1,3) ^a	0,36 (0,10) ^B	16,8 (4,9) ^{ab}	3,9 (2,2) ^{DEFG}	16,2 (2,7) ^{GH}
Fin cultivo 2	5,3 (1,4) ^a	0,20 (0,01) ^A	12,5 (3,3) ^{ab}	2,2 (2,2) ^{BCD}	7,0 (1,5) ^{EF}
Muestreo	DTPA-Fe ¹ (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	5,7 (0,5) ^{bcd}	6,0 (0,7) ^{CDE}	5,3 (2,1) ^{bcd}	7,2 (2,2) ^E	11,3 (1,7) ^F
Desarrollo cultivo 1	2,7 (0,3) ^{ab}	3,5 (0,6) ^B	3,6 (0,8) ^{ab}	3,8 (0,7) ^B	5,0 (1,0) ^{BCDE}
Fin cultivo 1	7,0 (0,8) ^{cd}	3,7 (0,1) ^B	8,0 (2,8) ^d	3,7 (0,2) ^B	4,4 (0,3) ^{BC}
Pre-cultivo 2	4,1 (0,3) ^{abc}	4,6 (0,4) ^{BCDE}	4,4 (0,2) ^{abc}	4,6 (0,6) ^{BCD}	6,8 (1,1) ^{DE}
Fin cultivo 2	1,8 (0,1) ^a	1,7 (0,03) ^A	1,7 (0,5) ^a	1,8 (0,7) ^A	2,2 (0,6) ^B
Muestreo	DTPA-Mn ¹ (mg kg ⁻¹) (0-30 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	37,2 (13,2) ^{cd}	42,2 (4,3) ^E	41,1 (9,5) ^d	68,1 (28,3) ^F	105,7 (12,7) ^G
Desarrollo cultivo 1	13,5 (3,6) ^{ab}	15,4 (0,9) ^{AB}	14,6 (4,3) ^{ab}	20,8 (5,1) ^{BC}	24,9 (3,4) ^{CD}
Fin cultivo 1	32,5 (11,4) ^{cd}	16,7 (0,7) ^{AB}	61,7 (9,8) ^e	20,8 (3,0) ^{BC}	19,2 (2,4) ^{BC}
Pre-cultivo 2	22,6 (0,6) ^{bc}	25,8 (6,4) ^{CD}	22,5 (2,1) ^{bc}	27,6 (4,8) ^{CD}	32,8 (1,9) ^{DE}
Fin cultivo 2	6,7 (0,7) ^a	12,2 (1,4) ^A	8,2 (0,9) ^{ab}	14,7 (1,9) ^{AB}	16,0 (2,8) ^{AB}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

¹ DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Con respecto a los resultados de metales extraídos con DTPA (Tabla 4.3.1.4), los valores significativamente más altos de DTPA-Cu son de 2,45 mg kg⁻¹ (D1-FC1) en S1 y 3,26 mg kg⁻¹ (D2-PC1) en S2; sin embargo las concentraciones significativas más bajas de DTPA-Cu son de 0,74 mg kg⁻¹ (CT-FC2) en S1 y 1,14 mg kg⁻¹ (CT-FC2) en S2. Tras las aplicaciones de purines (PC1 y PC2), solamente se registran diferencias significativas en S2 entre CT y D2. Entre los muestreos se observan concentraciones significativamente inferiores de DTPA-Cu durante los ciclos de cultivos, entre S1-D1-DC1/FC1 por un lado y para S2-D2 entre el muestreo PC1 y los muestreos DC1/FC1. También se comprueba que al finalizar el segundo

ciclo de cultivo (FC2) existen diferencias estadísticamente significativas con respecto al muestreo anterior (PC2) para todas las microparcels excepto en S1-D1.

Con respecto a DTPA-Zn, las microparcels S1-D1 (11,2-21,6 mg Zn kg⁻¹) muestran valores superiores a los obtenidos en la microparcels control (5,3-14,0 mg Zn kg⁻¹), aunque no presentan diferencias estadísticamente diferentes. Por otra parte, en S2, las microparcels D2 presentan los mayores contenidos de Zn (7,0-18,2 mg Zn kg⁻¹) de todos los eventos de muestreo, siendo significativamente superiores a los de la microparcels control (0,20-0,51 mg Zn kg⁻¹) e incluso superiores a los de las microparcels D1 (2,2-3,9 mg Zn kg⁻¹) presentando también diferencias significativas con respecto a estas últimas en los diferentes muestreos, excepto para PC2. Para un mismo tratamiento sólo se encuentran diferencias significativas entre muestreos en las concentraciones de DTPA-Zn obtenidas en S2-CT para PC2 y al terminarse el segundo ciclo de cultivo (FC2).

En relación al contenido de Fe extraído con DTPA si comparamos los valores obtenidos en las microparcels S1-CT con respecto a los de la microparcels D1 comprobamos que no existen diferencias significativas durante los 5 muestreos realizados en este suelo (S1), presentando el muestreo FC2 las menores concentraciones de Fe en ambos tratamientos. Del mismo modo, en S2, las microparcels D1 (1,8 a 7,2 mg Fe kg⁻¹) y D2 (2,2-11,3 mg Fe kg⁻¹) presentan valores superiores o iguales a los de la microparcels control (1,7-6,0 mg Fe kg⁻¹) aunque sólo para los muestreos PC1 y FC2 con D2 se aprecian diferencias significativas en las concentraciones registradas respecto a CT y D1 en los muestreos mencionados. Igualmente, para todas las microparcels en S2, destacan significativamente todas las concentraciones obtenidas de DTPA-Fe durante los ciclos de cultivo (DC1, FC1 y FC2) con respecto a los muestreos pre-cultivo (PC1 y PC2).

Las concentraciones de Mn en los extractos de DTPA varían desde 6,7 (CT-FC2) hasta 61,7 mg Mn kg⁻¹ (D1-FC1) en S1 y desde 12,2 (CT-FC2) hasta 105,7 (D2-PC1) en S2 (Tabla 4.3.1.4). Solamente se observan valores superiores y estadísticamente diferentes entre las microparcels CT, D1 y D2 de S2 tras la 1ª aplicación de purines (PC1). También se aprecian diferencias significativas entre los muestreos pre-cultivo y los muestreos realizados durante el desarrollo de los cultivos (DC1, FC1 y FC2) para cada tratamiento (excepto en S1-CT-PC1/FC1 y S1-D1-PC2/FC2).

4.3.2 Propiedades de las muestras de suelo en profundidad y perfil

Todas las propiedades de las muestras de profundidad excepto NTK, CO y K intercambiable en S1, muestran diferencias significativas entre tratamientos y los eventos de muestreo llevados a cabo (Tablas 4.3.2.1-4.3.2.13; Figuras 4.3.2.1-4.3.2.10). También se muestran las diferencias estadísticas encontradas entre las muestras de superficie (0-30 cm) y de profundidad (30-60 cm) en las tablas que se muestran a continuación.

En relación a los perfiles de suelo, a continuación se presentan los resultados de pH, CE, P Olsen, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , CO, Na intercambiable, CIC, DTPA-Cu y DTPA-Zn, las propiedades del suelo representadas se han seleccionado según su mayor utilidad agronómica y para conocer su comportamiento con la profundidad, permitiéndonos así determinar la repercusión medioambiental.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.1. Media (y desviación estándar) del pH en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	pH (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control	D1	D1	D2	D2
Pre-cultivo 1	8,5 (0,4) ^d	8,6 (0,1) ^{DEFGH}	8,1 (0,3) ^c	8,5 (0,2) ^{CDEFG}	8,6 (0,1) ^{EFGH}
Desarrollo cultivo 1	7,9 (0,1) ^{bc}	8,9 (0,1) ^H	7,8 (0,1) ^{abc}	8,8 (0,2) ^{GH}	8,7 (0,2) ^{FGH}
Fin cultivo 1	7,9 (0,1) ^{bc}	8,8 (0,1) ^{*GH}	7,9 (0,1) ^{*bc}	8,8 (0,2) ^{GH}	8,9 (0,1) ^H
Pre-cultivo 2	7,6 (0,1) ^{ab}	8,4 (0,3) ^{CDEF}	7,5 (0,1) ^a	8,3 (0,2) ^{BCDE}	8,2 (0,2) ^{***BC}
Fin cultivo 2	7,6 (0,1) ^{ab}	8,0 (0,3) ^{AB}	7,6 (0,1) ^{ab}	8,3 (0,1) ^{BCD}	7,7 (0,2) ^A

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.1. Cambios del pH en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Los valores de pH (Tabla 4.3.2.1) en las muestras de profundidad de suelo (30-60 cm) oscilan desde 7,5 (D1-PC2) a 8,5 (CT-PC1) en S1 y desde 7,7 (D2-FC2) hasta 8,9 (CT-DC1 y D2-FC1) en S2. Tras la 1ª aplicación de purines (PC1), las microparcels S1-D1 son las únicas donde los valores registrados del pH destacan significativamente con respecto a la microparcels CT tras la 1ª aplicación de purines (PC1). Durante los ciclos de cultivo se registran valores significativamente inferiores para S1-CT-DC1/FC1 frente PC1 y para S2-D2-FC2 frente PC2. Entre las muestras de superficie y profundidad sólo se detectan valores significativamente superiores para S2-CT-FC1, S1-D1-FC1 y S2-D2-PC2.

Los valores de pH en los perfiles de suelo tomados en S1 (Figura 4.3.2.1) muestran un comportamiento similar con la profundidad para la mayoría de tratamientos y muestreos realizados, a excepción de CT-PC1 y CT-DC1/FC2 donde se aprecia una tendencia distinta, ya que en CT-PC1 se contempla un aumento considerable de su valor en el horizonte 20-40 cm a diferencia del resto, y en el caso de CT-DC1/FC2 el valor de pH disminuye en los 20-40 cm y aumenta en el siguiente intervalo de profundidad (horizonte 40-60 cm). En S2 se observa una tendencia semejante a la de S1, las muestras de suelo de todos los horizontes comprendidos entre 20 y 75 cm presentan valores de pH ligeramente similares entre ellos y superiores con respecto al horizonte superficial (0-20 cm), excepto CT-FC1 que exhibe valores de pH inferiores en 20-40 cm respecto a 0-20 cm. Entre 20-75 cm se detecta que los valores registrados en el horizonte 60-75 cm con respecto al horizonte 40-60 cm no presentan una clara tendencia debido a que descienden para los muestreos S2-D1-PC1, S2-D2-PC1, S2-D2-FC1 y S2-D2-PC2 y para el resto de muestreos los valores son superiores o similares entre 40-60 y 60-75 cm.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.2. Media (y desviación estándar) de la CE en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	CE ¹ (dS m ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	3,05 (0,26) ^c	0,16 (0,01) ^{AB}	2,51 (0,45) ^{bc}	0,18 (0,04) ^{ABC}	0,21 (0,05) ^{BC}
Desarrollo cultivo 1	2,52 (0,18) ^{bc}	0,14 (0,03) ^{AB}	2,25 (0,62) ^{abc}	0,12 (0,04) ^{AB}	0,21 (0,04) ^{ABC}
Fin cultivo 1	2,38 (0,05) ^{abc}	0,12 (0,01) ^A	2,19 (0,56) ^{abc}	0,18 (0,07) ^{ABC}	0,12 (0,02) ^{** AB}
Pre-cultivo 2	2,42 (0,1) ^{bc}	0,16 (0,04) ^{* AB}	2,69 (0,30) ^{bc}	0,19 (0,04) ^{ABC}	0,26 (0,02) ^{** C}
Fin cultivo 2	1,33 (0,03) ^{** a}	0,14 (0,02) ^{AB}	1,65 (0,68) ^{ab}	0,20 (0,05) ^{ABC}	0,39 (0,07) ^D

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

¹ CE: conductividad eléctrica.

Figura 4.3.2.2. Cambios de CE en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2.

Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

En relación a los valores extremos de CE (Tabla 4.3.2.2) registrados en las muestras de profundidad en S1-CT (3,05 y 1,33 dS m⁻¹), S2-CT/D1 (0,12 dS m⁻¹) y S2-D2 (0,39 dS m⁻¹), se comprueba que la mayoría de valores presentan diferencias significativas con respecto al resto de muestreos. Tras la aplicación de purines no se registran diferencias significativas con los tratamientos CT y D1 en ambos suelos, aunque si entre S2-CT/D2 en el muestreo PC2. Asimismo, al finalizar el 2º ciclo de cultivo, tan sólo se observan variaciones significativas con respecto al muestreo previo (PC2) en S1-CT-FC2 y S2-D2-FC2. Entre las muestras de superficie y profundidad, se encuentran valores significativamente inferiores en los muestreos S1-CT-FC2, S2-CT-PC2 y S2-D2-FC1/PC2 para las muestras de profundidad con respecto a las de superficie.

Los perfiles de CE (Figura 4.3.2.2) en los suelos estudiados manifiestan que para S1, el horizonte 20-40 cm presenta valores de CE superiores a los del horizonte 0-20 cm, excepto para los muestreos D1-PC1/FC1 que permanecen similares. En el horizonte 40-60 cm los valores no exhiben una clara tendencia con respecto al horizonte previo (20-40 cm), mostrando valores superiores (D1-PC2), similares (CT-FC1/PC2 y D1-PC1/FC1) o inferiores (CT-PC1/DC1/FC2 y D1-DC1/FC2). En S2 se aprecia una tendencia poco definida entre tratamientos y muestreos, para CT se observan valores similares con la profundidad para los muestreos PC1 y PC2, mientras que los muestreos realizados durante el ciclo de cultivo 1 (DC1 y FC1) muestran valores ligeramente descendientes para DC1 y crecientes para FC1 en 20-40 cm y en 40-60 cm los valores para ambos muestreos disminuyen y posteriormente varían un poco en 60-75 cm. Para el muestreo FC2 (final ciclo de cultivo 2) se registran valores superiores en 20-75 cm (y similares entre ellos) con respecto al horizonte 0-20 cm. En las microparcels D1(S2) los valores detectados de CE a lo largo del perfil durante los diferentes muestreos siguen presentando una tendencia no definida, en 20-40 cm los valores en general tienden a disminuir (excepto PC1/FC1) y a continuación (40-60 cm) aumentan para PC2/FC2 y disminuyen para DC1/FC1. Y en el último horizonte (60-75 cm) ocurre lo mismo que en el horizonte 40-60 cm pero con sentido invertido excepto el muestreo PC1 que crece y DC1 que no cambia. Las microparcels D2 ofrecen valores inferiores o semejantes entre 20-40 cm con respecto al primer intervalo de profundidad (0-20 cm) y posteriormente tienden a disminuir en 40-60 cm (excepto PC1 y FC2 que aumentan) y en 60-75 cm para todos los muestreos aumentan los valores de CE excepto para FC2 que disminuyen.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.3. Media (y desviación estándar) del P Olsen en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	P Olsen (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 †‡	Suelo 2 †‡	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control	D1	D1	D2	D2
Pre-cultivo 1	4,6 (3,0) ^a	150,8 (12,7) ^{AB}	14,4 (8,3) ^{** abc}	166,0 (9,7) ^{AB}	190,5 (3,8) ^A
Desarrollo cultivo 1	8,8 (2,2) ^{abc}	190,1 (10,2) ^A	11,3 (3,2) ^{* abc}	192,5 (4,9) ^{* B}	184,0 (3,8) ^{*** B}
Fin cultivo 1	6,8 (3,6) ^{ab}	186,7 (10,8) ^B	34,6 (21,5) ^{bc}	191,0 (6,2) ^{* B}	205,1 (4,5) ^{** B}
Pre-cultivo 2	8,8 (3,5) ^{abc}	200,7 (2,4) ^B	23,7 (9,5) ^{* abc}	193,9 (8,6) ^{** B}	204,4 (14,6) ^{*** B}
Fin cultivo 2	20,4 (10,4) ^{** abc}	205,2 (15,8) ^B	36,8 (21,2) ^c	202,9 (26,5) ^B	205,6 (25,1) ^{* B}

† Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

‡ Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.3. Cambios del P Olsen en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Los resultados de P Olsen en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.3) son superiores en S2 con respecto a S1, encontrándose en ambos suelos valores, en general, más bajos al inicio del experimento (PC1) y valores superiores al finalizar el estudio (FC2) aunque la mayoría no sobresalen estadísticamente, llegando incluso, en este último caso, a registrarse concentraciones de P alrededor de 205 mg kg^{-1} en S2 para todos los tratamientos, pudiendo deberse a la enmienda aplicada. Tras la aplicación de purines (muestreos PC1 y PC2) no se observan diferencias significativas entre las microparcels con aplicación y la microparcels control. Tampoco existen diferencias estadísticamente significativas durante los ciclos de cultivos, a excepción de las microparcels S2-D1/D2-DC1 con respecto a la microparcels control. Las diferencias significativas encontradas con la profundidad manifiestan concentraciones inferiores de P Olsen en 30-60 cm, detectándose principalmente en las microparcels con aplicación (D1 y D2) de S1 y S2.

Los resultados de los perfiles de suelo (Figura 4.3.2.3) muestran muy pocas variaciones entre muestreos para ambos suelos tanto en las microparcels CT como las microparcels con aplicación (D1 y D2), apreciándose en estas últimas más variaciones además de una mayor acumulación de P Olsen entre 0-40 cm e igualándose los valores entre muestreos a partir de los 40 cm para todas las microparcels, especialmente en S2. En la Figura 4.3.2.3, en S1 se distinguen concentraciones de P Olsen superiores o similares en el horizonte superficial 0-20 cm con respecto al horizonte 20-40 cm para CT. Posteriormente, los valores decrecen desde 0-40 cm a 40-60 cm excepto para PC2 y FC2 donde los valores aumentan ligeramente. En los horizontes 0-20 y 20-40 cm de S1-D1 destacan los valores registrados en los muestreos tras las aplicaciones de purines (PC1 y PC2), siendo los valores inferiores para los muestreos DC1, FC1 y FC2 y similares entre si, y a continuación, en el siguiente intervalo de profundidad (40-60 cm) se observa que todos los valores vuelven a descender. En S2, las mayores concentraciones de P Olsen se registran a la profundidad de 0-20 cm en la mayoría de las microparcels (a excepción de CT-PC2, D1-PC1, D2-PC1 y D2-PC2). En general, se manifiesta una tendencia decreciente de los valores de P Olsen desde los 20-40 cm de profundidad hasta los 75 cm.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.4. Media (y desviación estándar) de N-NO_3^- en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivo de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	N-NO_3^- (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	16,7 (8,9) ^a	10,2 (0,3) ^{AB}	9,0 (4,3) ^{** a}	6,1 (0,7) ^{*** A}	25,3 (3,2) ^C
Desarrollo cultivo 1	4,1 (0,9) ^a	8,4 (0,7) ^A	7,0 (4,9) ^a	7,4 (2,6) ^{** A}	6,3 (0,9) ^A
Fin cultivo 1	1,7 (1,2) ^a	4,9 (1,1) ^{* A}	18,4 (12,9) ^{ab}	6,4 (0,9) ^{* A}	3,3 (0,8) ^A
Pre-cultivo 2	5,6 (1,4) ^a	3,7 (0,75) ^A	36,9 (14,9) ^b	19,6 (11,2) ^{* BC}	72,0 (5,9) ^D
Fin cultivo 2	1,1 (0,7) ^{* a}	1,3 (0,1) ^A	6,0 (3,7) ^{* a}	1,1 (0,6) ^{** A}	79,9 (8,2) ^{* D}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.4. Cambios de N-NO_3^- en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Con respecto a la concentración de N-NO_3^- en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.4) después de la 1ª aplicación de purines (PC1), se puede señalar que solamente se observan diferencias significativas en S2 entre CT/D2 y entre D1/D2; sin embargo, tras la 2ª aplicación (PC2) se obtienen diferencias significativas entre las microparcelas CT, D1 y D2 en ambos

suelos. En general, durante el ciclo de cultivo 1 los muestreos S2-D2-DC1/FC1 presentan concentraciones significativamente inferiores con respecto al muestreo previo PC1. De modo parecido, al finalizar el 2º periodo de cultivo se comprueba que la concentración de N-NO_3^- disminuye con respecto al muestreo anterior (PC2) para S1/S2-D1-FC2. Las microparcels D1(S1) y D2(S2) muestran concentraciones superiores de N-NO_3^- con respecto N-NH_4^+ para todos los muestreos de PC1 a FC2, excepto S1-D1-PC1/DC1/FC2 y S2-D2-DC1/FC1, presentando el resto de microparcels (S1-CT, S2-CT y S2-D1) la tendencia contraria, es decir concentraciones superiores de N-NH_4^+ respecto a las de N-NO_3^- , excepto para S1-CT-PC1 y S2-D1-PC2 (Tablas 4.3.2.4 y 4.3.2.5). Particularmente, todas las concentraciones de N-NO_3^- registradas en profundidad para S2-D1 son significativamente inferiores ($1,1\text{-}19,6 \text{ mg kg}^{-1}$) con respecto a las concentraciones superficiales ($7,9\text{-}78,5 \text{ mg kg}^{-1}$). Para el resto de microparcels sólo se observan diferencias significativas entre los resultados de las muestras de superficie y profundidad para uno o dos muestreos por tratamiento: S1-CT-FC2, S2-CT-FC1, S1-D1-PC1/FC2 y S2-D2-FC2.

Sobre la distribución de N-NO_3^- a lo largo del perfil (Figura 4.3.2.4), el horizonte superficial 0-20 cm presenta las concentraciones más elevadas en la mayoría de muestreos para los tratamientos S1-CT/D1 y S2-D1/D2 excepto S1-CT-DC1 (20-40 cm), S2-CT (para este varían según los muestreos entre 20-75 cm), S1-D1-DC1/PC2 (40-60 y 20-40 cm), S2-D1-PC1 (60-75 cm) y S2-D2-PC1/FC2 (60-75 y 20-40 cm). En S1-CT/D1 se comprueba que predomina una tendencia descendente a lo largo del perfil. En S2, no se observa con la profundidad un claro sentido en los valores de N-NO_3^- para ninguno de los tratamientos utilizados. Para CT, las concentraciones detectadas en los muestreos PC1 y PC2 cambian poco con la profundidad y para los muestreos DC1/FC1 y FC2 las concentraciones aumentan y disminuyen de 0-20 cm a 20-40 cm, respectivamente. Las microparcels con aplicación de S2 (D1 y D2) muestran una tendencia con mayores fluctuaciones que la microparcels CT, incluso manifiestan variaciones en las concentraciones en forma de zig-zag (D1-PC2). En general, para las microparcels D1 se observa que las concentraciones son similares e inferiores a las encontradas en el horizonte superficial 0-20 cm conforme se desciende a lo largo del perfil de suelo. Para D2 también se observa una tendencia decreciente en la concentración de N-NO_3^- según se profundiza en el perfil para los muestreos DC1, FC1 y PC2, incluso se evidencia un aumento para el muestreo PC1 y para el muestreo FC2 donde la concentración aumenta considerablemente desde los 20 cm hasta los 75 cm del suelo con respecto al horizonte superficial (0-20 cm). Según los perfiles registrados en ambos suelos, en general, no se evidencia una clara tendencia de lixiviación.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.5. Media (y desviación estándar) de N-NH_4^+ en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivo de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	N-NH_4^+ (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	7,7 (3,01) ^a	22,2 (2,6) ^F	10,4 (2,4) ^{ab}	18,5 (3,5) ^{* EF}	15,0 (0,8) ^{DE}
Desarrollo cultivo 1	8,3 (4,6) ^a	12,3 (0,1) ^{BCDE}	10,5 (5,7) ^{ab}	12,2 (4,0) ^{BCDE}	8,0 (2,0) ^{ABC}
Fin cultivo 1	18,5 (5,6) ^b	13,0 (2,2) ^{CDE}	8,5 (4,5) ^a	13,6 (7,5) ^{** CDE}	5,9 (3,8) ^{AB}
Pre-cultivo 2	12,3 (1,8) ^{ab}	10,1 (1,3) ^{ABCD}	8,9 (2,6) ^{* a}	4,2 (2,9) ^A	3,6 (0,3) ^{** A}
Fin cultivo 2	7,7 (1,0) ^a	4,9 (0,1) ^A	8,9 (1,6) ^a	5,9 (1,2) ^{AB}	4,6 (0,9) ^{** A}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.5. Cambios de N-NH_4^+ en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Las mayores concentraciones de N-NH_4^+ en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.5) se registran en la microparcela control en S1-FC1 ($18,5 \text{ mg kg}^{-1}$) y S2-PC1 ($22,2 \text{ mg kg}^{-1}$) y en las microparcelas D1 en S2-PC1 ($18,5 \text{ mg kg}^{-1}$). Solamente después de la 1ª aplicación de purines (PC1) se encuentran en S2 diferencias significativas entre los tratamientos CT y D2. A lo largo del desarrollo del cultivo, se detectan diferencias significativas en los muestreos DC1 y/o FC1 respecto al muestreo PC1 en S1-CT, S2-CT y S2-D2. En el 2º ciclo de cultivo no se registran diferencias significativas entre tratamientos en las concentraciones registradas entre PC2 y FC2. Particularmente los muestreos S1-D1-PC2, S2-D1-FC1 y S2-D2-PC2/FC2 muestran concentraciones de N-NH_4^+ en profundidad significativamente inferiores con respecto a las muestras superficiales.

A lo largo del perfil se registran concentraciones de N-NH_4^+ en S1 superiores principalmente en el horizonte 0-20 cm para todos los muestreos en CT/D1, excepto en el muestreo FC1, mientras, en S2, las mayores concentraciones se observan con los tratamientos CT y D1 en el intervalo de profundidad de 0-60 cm y con el tratamiento D2 varían con los muestreos desde los 0-20 cm (DC1) hasta los 60-75 cm de profundidad (FC1) (Figura 4.3.2.5). En S1 se observa la misma distribución vertical de la concentración de N-NH_4^+ en los tratamientos CT/D1, disminuyendo los valores desde la superficie hasta los 20-40 cm y aumentando o manteniéndose similar en el siguiente horizonte edáfico (40-60 cm), a excepción del muestreo FC1 donde se aprecia un comportamiento contrario al descrito. En S2 la concentración de N-NH_4^+ disminuye de 0-20 a 20-40 cm, excepto CT-FC1 y D1-PC1/FC1 que aumenta, posteriormente aumenta en 40-60 cm, excepto CT-FC1/PC2, D1-PC1/DC1 y D2-DC1/PC2 en donde desciende o es similar respecto al horizonte previo, y en el último horizonte muestreado (60-75 cm) la concentración tiende a disminuir en CT y D1, excepto CT-PC2, D1-PC1/DC1/FC2, y aumenta o permanece similar en D2, excepto PC1 que disminuye.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.6. Media (y desviación estándar) de CaCO_3 y NTK en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha^{-1} año^{-1} ; D2=340 kg N ha^{-1} año^{-1}) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	% CaCO_3 (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	21,7 (3,6) ^{ab}	68,9 (2,7) ^F	19,7 (2,5) ^{* ab}	53,8 (5,9) ^A	54,7 (4,5) ^{* AB}
Desarrollo cultivo 1	17,2 (0,5) ^a	63,3 (2,0) ^{CDEF}	17,7 (2,9) ^{ab}	60,5 (5,4) ^{ABCDE}	56,8 (0,8) ^{ABC}
Fin cultivo 1	18,9 (1,5) ^{ab}	61,9 (2,4) ^{BCDEF}	18,3 (3,7) ^{ab}	53,5 (3,8) ^A	57,8 (4,8) ^{ABCD}
Pre-cultivo 2	20,4 (0,8) ^{ab}	67,3 (1,5) ^{EF}	23,1 (1,9) ^b	62,7 (3,5) ^{CDEF}	64,3 (1,1) ^{* CDEF}
Fin cultivo 2	18,6 (3,3) ^{ab}	65,6 (1,1) ^{DEF}	19,2 (2,1) ^{ab}	64,3 (3,8) ^{* CDEF}	67,0 (2,0) ^{EF}
Muestreo	NTK ¹ (g kg^{-1}) (30-60 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	0,57 (0,05)	0,37 (0,01) ^{ABC}	0,54 (0,18)	0,36 (0,08) ^{ABC}	0,23 (0,04) ^{** AB}
Desarrollo cultivo 1	0,63 (0,03)	0,22 (0,02) ^{AB}	0,65 (0,10)	0,37 (0,08) ^{* ABC}	0,22 (0,04) ^{** AB}
Fin cultivo 1	0,65 (0,13) [*]	0,36 (0,04) ^{ABC}	0,74 (0,15)	0,44 (0,14) ^C	0,24 (0,01) ^{*** AB}
Pre-cultivo 2	0,65 (0,08)	0,33 (0,04) ^{ABC}	0,68 (0,08)	0,38 (0,11) ^{* ABC}	0,20 (0,05) ^{** A}
Fin cultivo 2	0,60 (0,02)	0,39 (0,13) ^{BC}	0,70 (0,10)	0,38 (0,17) ^{** ABC}	0,27 (0,06) ^{* ABC}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

¹ NKT: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico.

Los porcentajes de CaCO_3 en las muestras de profundidad varían ligeramente entre 17,2-23,1% en S1 y entre 53,5-68,9% en S2 (Tabla 4.3.2.6). Después de la 1ª aplicación de purines (PC1) solamente se observan diferencias significativas en S2-D1/D2 con respecto al tratamiento control. Sin embargo, tras la 2ª aplicación (PC2) no se distinguen variaciones significativas entre ninguno de los tratamientos, ni tampoco durante los ciclos de cultivos (DC1, FC1 y FC2). Entre las muestras de suelo superficiales y de profundidad no se aprecia una clara tendencia ya que el porcentaje de CaCO_3 desciende significativamente únicamente para S1-D1-PC1 y aumenta significativamente para S2-D1-FC2, S2-D2-PC1/PC2.

En relación a los valores de NTK obtenidos en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.6), estadísticamente no se encuentran diferencias significativas entre las concentraciones de NTK tras las aplicaciones de purines ni tras completarse el ciclo de cultivo en ambos suelos. En S1 y S2 se registran valores ligeramente superiores de NTK para D1 con respecto al CT excepto en S1-D1-PC1 y S2-D1-PC1/FC2. Todos los muestreos realizados en las microparcels S2-D1 (excepto PC1 y FC1) y S2-D2 presentan concentraciones de NTK significativamente inferiores a las de las muestras superficiales (0-30 cm). Sin embargo, para S1/S2-CT y S1-D1 no se detectan diferencias relevantes en las concentraciones registradas entre 0-30 y 30-60 cm de profundidad.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.7. Media (y desviación estándar) de CO en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	CO ¹ (g kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	3,7 (2,3)	7,9 (0,9) ^{BC}	7,6 (2,1)*	3,9 (1,0) ^{AB}	3,1 (0,9) ^A
Desarrollo cultivo 1	16,1 (3,7)	10,0 (1,6) ^{CD}	15,5 (2,8)	14,5 (2,4) ^{DE}	15,8 (1,4) ^E
Fin cultivo 1	13,2 (1,2)	7,4 (2,2) ^{ABC}	15,1 (2,3)	14,9 (2,8) ^E	15,0 (1,3) ^E
Pre-cultivo 2	14,6 (3,9)	9,9 (3,0) ^{CD}	15,7 (6,4)	11,9 (3,4) ^{CDE}	12,9 (2,2) ^{DE}
Fin cultivo 2	16,0 (1,8)	14,0 (2,8) ^{DE}	18,7 (2,5)	12,9 (2,2) ^{DE}	13,7 (2,8) ^{DE}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.6. Cambios de CO en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Los resultados de CO en las muestras de profundidad oscilan entre $3,7 \text{ g kg}^{-1}$ (CT-PC1) y $18,7 \text{ g kg}^{-1}$ (D1-FC2) en S1 y entre $3,1 \text{ g kg}^{-1}$ (D2-PC1) y $15,8 \text{ g kg}^{-1}$ (D2-DC1) en S2 (Tabla 4.3.2.7). Tras la aplicación de purín se observan diferencias significativas en las microparcels S2-D2-PC1/DC1 con respecto a la microparcels CT. También destacan significativamente los valores en S2-D1-PC1 y S2-D2-PC1 con respecto a los sucesivos muestreos realizados en dichas microparcels (de DC1 a FC2). Singularmente, para S1-D1-PC1 se obtienen concentraciones de CO en profundidad significativamente inferiores con respecto a las muestras tomadas en superficie. Contrariamente no se encuentra ninguna diferencia significativa más con la profundidad.

El perfil edáfico muestra que los resultados de CO en los tratamientos realizados en ambos suelos no muestran el mismo comportamiento entre ellos ni entre los muestreos. Los valores de CO (Figura 4.3.2.6) revelan que las mayores concentraciones en S1 se detectan principalmente en los horizontes 0-20/20-40 cm y 0-20 cm para CT y D1 respectivamente y para S2 se observan en los horizontes 0-20/60-75 cm, 0-20/20-40 cm y 0-20/20-60 cm para CT, D1 y D2 respectivamente. En S1 se evidencia para CT un aumento en la concentración de CO desde el primer horizonte (0-20 cm) al segundo (20-40 cm) (excepto PC1 y FC1 que desciende), mientras que para D1 predominan valores decrecientes entre los horizontes citados, excepto FC1 y PC2 que permanecen similares y aumentan entre 0-20 y 20-40 cm de profundidad. En el último horizonte muestreado en S1 (40-60 cm) se observa un descenso en los valores registrados con respecto al horizonte anterior (para CT y D1), con la única excepción de CT-PC1 donde los valores aumentan. Entre ambos tratamientos destacan los elevados valores reflejados por CT-FC2 con respecto al resto de concentraciones determinadas. En S2 se observan concentraciones inferiores entre los horizontes 0-20 y 20-40 cm para todos los tratamientos (excepto para D1-PC1/DC1 y D2-FC1 que crecen un poco), a continuación (40-60 cm) los valores siguen disminuyendo para todos los tratamientos (excepto CT-PC1/PC2/FC2 y D2-PC1/DC1 que son semejantes o aumentan correspondientemente) y en el último horizonte muestreado (60-75 cm) se vuelven a evidenciar concentraciones decrecientes para la mayoría de muestreos con las excepción de CT-DC1/PC2, D1-PC1 y D2-PC2/FC2 que aumentan o son similares.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.8. Media (y desviación estándar) de Na intercambiable en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivo de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	Na Intercambiable (cmol, kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ††	Suelo 2 ††	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	3,92 (0,88) ^{ab}	1,15 (0,21) ^{DEF}	6,01 (3,39) ^b	1,33 (0,24) ^{EF}	1,47 (0,20) ^F
Desarrollo cultivo 1	1,23 (0,90) ^a	0,33 (0,02) ^A	1,22 (0,76) ^a	0,40 (0,20) ^{** AB}	0,46 (0,10) ^{*** AB}
Fin cultivo 1	1,04 (0,20) ^a	0,68 (0,19) ^{ABC}	1,59 (0,87) ^a	0,73 (0,23) ^{ABCD}	0,79 (0,05) ^{BCD}
Pre-cultivo 2	1,23 (0,21) ^a	0,92 (0,02) ^{* CDE}	1,66 (0,76) ^a	0,89 (0,37) ^{CD}	0,71 (0,16) ^{* ABC}
Fin cultivo 2	1,21 (0,26) ^a	2,22 (0,18) ^G	0,74 (0,36) ^a	0,38 (0,16) ^{AB}	0,54 (0,19) ^{ABC}

† Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

‡ Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.7. Cambios de Na intercambiable en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

De mismo modo que en las muestras de suelo superficial (0-30 cm), los cationes intercambiables y la CIC en las muestras de profundidad varían con los tratamientos y los eventos de muestreo. Los resultados de Na intercambiable en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.8), en general, son superiores en S1-D1 con un máximo registrado de 6,01 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (PC1) y en la microparcela CT en S1, presentando una concentración de 3,92 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (PC1). En los muestreos PC1 y PC2, tras la aplicación de purines, no se observan diferencias significativas con D1 y D2 en relación a las microparcels CT en ambos suelos. Durante el desarrollo de los ciclos de cultivo (DC1, FC1 y FC2), existen diferencias significativas en los contenidos de Na intercambiable entre los muestreos PC1 y DC1 de todos los tratamientos (excepto S1-CT) para el ciclo de cultivo 1 y entre los muestreos PC2 y FC2 para S2-CT/D1 durante el ciclo de cultivo 2. Si comparamos los resultados de los contenidos de Na intercambiable obtenidos en las muestras de superficie y profundidad, solamente se obtienen diferencias significativas en los muestreos S2-CT-PC2 y S2-D1/D2-DC1 con concentraciones superiores y para S2-D2-PC2 con concentraciones significativamente inferiores respecto a las superficiales.

En el perfil de suelo tomado en S1 (Figura 4.3.2.7) se observan elevadas concentraciones de Na intercambiable mayoritariamente en el último horizonte de profundidad 40-60 cm para CT y D1 de S1, excepto para CT-PC1 (20-40 cm) y D1-FC1 (0-20 cm). En S2 no se detecta una clara tendencia en los resultados registrados entre tratamientos, muestreos y horizontes. En S1 los valores de Na intercambiable aumentan en 20-40 cm con respecto al horizonte 0-20 cm (excepto para D1-FC1/PC2 que disminuyen) y en 40-60 cm permanecen para CT con valores ligeramente similares al horizonte precedente (excepto CT-PC1 que descienden) y aumentan para D1 (excepto PC1 y DC1 que permanecen semejantes o disminuyen tenuemente). En S2 los valores tienden a aumentar del primer horizonte (0-20 cm) al segundo (20-40 cm) para todos los tratamientos (excepto CT-FC1/PC2, D1-FC1/PC2 y D2-PC1 que disminuyen). A continuación, no se aprecia una clara tendencia en el horizonte de 40-60 cm debido a que los resultados fluctúan bastante, aumentan para CT-PC1/FC1, D1-DC1/FC2 y D2-PC1/PC2 y para el resto descienden o reflejan valores semejantes al horizonte previo. En 60-75 cm la mayoría de muestreos presentan valores superiores con respecto a 40-60 cm, excepto en CT-PC1/DC1/FC1, D1-FC2 y D2-PC1/PC2/FC2.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.9. Media (y desviación estándar) de cationes intercambiables K y Mg en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	K Intercambiable (cmol ₊ kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	0,58 (0,41)*	0,18 (0,04) ^{AB}	0,35 (0,10)	0,19 (0,04)*** ^{AB}	0,83 (0,08)** ^D
Desarrollo cultivo 1	0,44 (0,05)	0,21 (0,01)* ^{ABC}	0,39 (0,08)	0,43 (0,28)** ^C	0,28 (0,05) ^{ABC}
Fin cultivo 1	0,51 (0,10)	0,30 (0,05) ^{ABC}	0,54 (0,13)	0,38 (0,15)** ^{BC}	0,24 (0,02)*** ^{ABC}
Pre-cultivo 2	0,38 (0,02)	0,21 (0,08)* ^{ABC}	0,37 (0,11)	0,31 (0,08)* ^{ABC}	0,28 (0,13)* ^{ABC}
Fin cultivo 2	0,30 (0,05)*	0,10 (0,01) ^A	0,36 (0,07)	0,18 (0,06)*** ^{AB}	0,19 (0,10) ^{ABC}
Muestreo	Mg Intercambiable (cmol ₊ kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	3,86 (0,57) ^b	0,75 (0,08) ^{AB}	3,11 (0,83)* ^{ab}	0,81 (0,14) ^{AB}	1,11 (0,07)*** ^{ABC}
Desarrollo cultivo 1	2,88 (0,79) ^{ab}	0,68 (0,03) ^A	2,63 (1,09)** ^{ab}	0,78 (0,16) ^{AB}	1,18 (0,27) ^{BC}
Fin cultivo 1	3,00 (0,42) ^{ab}	0,73 (0,10) ^{AB}	2,42 (0,61) ^{ab}	0,89 (0,17) ^{ABC}	1,14 (0,10) ^{ABC}
Pre-cultivo 2	3,19 (0,56) ^{ab}	1,04 (0,18) ^{ABC}	3,47 (0,70) ^{ab}	1,33 (0,45)* ^C	1,91 (0,36) ^D
Fin cultivo 2	2,71 (0,22) ^{ab}	0,66 (0,06) ^A	2,18 (0,64) ^a	0,81 (0,19) ^{AB}	1,08 (0,11)*** ^{ABC}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Los resultados de K intercambiable que se obtienen en las muestras de profundidad con los tratamientos CT y D1 (Tabla 4.3.2.9), en general, son similares en S1, oscilando entre 0,30 cmol₊ kg⁻¹ (CT-FC2) y 0,58 cmol₊ kg⁻¹ (CT-PC1), aunque como se mencionó al inicio del apartado no se detectan diferencias significativas entre tratamientos y muestreos. En S2 las concentraciones de K intercambiable son ligeramente superiores en las microparcelas D1 y D2 con respecto a la microparcela control, para todos los muestreos excepto en D2-FC1. Después de la aplicación de purines sólo se aprecian diferencias significativas entre tratamientos en S2-D2-PC1 (0,83 cmol₊ kg⁻¹), siendo significativamente superior a la del resto de tratamientos (CT: 0,18 cmol₊ kg⁻¹ y D1: 0,19 cmol₊ kg⁻¹). Durante el ciclo de cultivo, sólo en S2-D1-DC1 y S2-D2-DC1/FC1 existen diferencias significativas con respecto al muestreo previo (PC1). Las concentraciones obtenidas en profundidad son significativamente inferiores para S1-CT-PC1/FC2, S2-CT-DC1/PC2, S2-D1 (todos los muestreos) y S2-D2 (PC1, FC1 y PC2).

Respecto al Mg intercambiable, las muestras de profundidad tomadas en S2 (microparcels D1 y D2) muestran concentraciones mayores que la microparcels CT, estando los valores comprendidos entre $0,66 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (CT-FC2) y $1,91 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (D2-PC2). En el caso de las muestras procedentes de S1, se observa una tendencia inversa a la anterior, mostrando el tratamiento CT concentraciones de Mg intercambiable superiores a las del tratamiento D1, con valores comprendidos entre $2,18 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (D1-FC2) y $3,86 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ (CT-PC1), excepto para PC2 que ocurre lo opuesto. Una vez realizada la aplicación de purines, las microparcels S2-D2-PC2 ($1,91 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) destacan con valores notablemente superiores con respecto a las microparcels CT ($1,04 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) y D1 ($1,33 \text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$). Al finalizar el 2º ciclo de cultivo se registran valores significativamente bajos para S2-D1-FC2 y S2-D2-FC2 con respecto al muestreo previo (PC2). Las microparcels S1-D1 (PC1 y DC1) y S2-D1 (PC2) exhiben en profundidad concentraciones ($\text{cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$) significativamente inferiores (3,11; 2,63 y 1,33 respectivamente) si se comparan con las muestras superficiales para los muestreos mencionados.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.10. Media (y desviación estándar) de CIC en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivo de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	CIC ¹ (cmol _c kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	7,4 (0,4) ^c	7,6 (2,5) ^A	6,7 (0,9) ^{abc}	8,8 (0,9) ^{AB}	8,8 (0,2) ^{*** AB}
Desarrollo cultivo 1	6,0 (0,4) ^{abc}	6,9 (0,9) ^{* A}	6,6 (1,1) ^{abc}	8,1 (0,7) ^{AB}	7,0 (0,5) ^A
Fin cultivo 1	5,1 (0,1) ^{ab}	8,6 (0,4) ^{AB}	4,9 (0,4) ^a	8,1 (0,8) ^{AB}	8,4 (1,3) ^{AB}
Pre-cultivo 2	6,8 (0,7) ^{bc}	8,9 (1,2) ^{AB}	6,5 (0,6) ^{abc}	9,9 (1,2) ^B	7,9 (1,1) ^{** AB}
Fin cultivo 2	5,1 (0,8) ^{ab}	7,3 (1,3) ^A	5,6 (1,1) ^{abc}	8,8 (1,5) ^{AB}	7,0 (0,9) ^{*** A}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

Figura 4.3.2.8. Cambios de CIC en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

En cuanto a la CIC en las muestras de profundidad, se observa en la Tabla 4.3.2.10 que, en general, los valores obtenidos para los tres tratamientos presentan pequeñas diferencias no significativas durante los muestreos en ambos suelos, variando desde 4,9 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (D1-FC1) hasta 7,4 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (CT-PC1) en S1, y desde 6,9 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (CT-DC1) hasta 9,9 $\text{cmol}_+ \text{kg}^{-1}$ (D1-PC2) en S2. Al igual que sucedía con las muestras de suelo superficiales, en las muestras de profundidad no llegan a encontrarse diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos durante los muestreos realizados ni entre muestreos para un mismo tratamiento, excepto tras la aplicación de purín para S1-CT-PC1 con respecto al resto de muestreos S1-CT-FC1/FC2 y S1-D1-FC1. Los resultados de CIC en las muestras de profundidad son mayoritariamente similares o ligeramente inferiores a los de las muestras de superficie, destacando solamente con concentraciones significativamente inferiores las siguientes microparcelas y muestreos en S2: CT-DC1, D2-PC1/PC2/FC2.

Los perfiles de suelo analizados (Figura 4.3.2.8) nos indican que los mayores valores de CIC en S1 se observan con el tratamiento CT en el horizonte de suelo de 20-40 cm y con D1 en el primer o segundo horizonte dependiendo del muestreo. Sólo los tratamientos CT y D1 presentan el mismo comportamiento a lo largo del perfil durante el muestreo DC1, pues los valores de CIC de ambos tratamientos aumentan de 0-20 a 20-40 cm y disminuyen de 20-40 a 40-60 cm. Los valores detectados en el horizonte 20-40 cm con respecto al horizonte radicular (0-20 cm) no presentan una clara tendencia, pues para CT mayoritariamente aumentan (excepto para CT-PC1 que disminuyen) o permanecen semejantes, y para D1 tienden a descender (excepto para D1-DC1/PC2 que aumentan y permanecen similares). Los valores de CIC en el tercer horizonte (40-60 cm) para el tratamiento CT de nuevo tienden a disminuir con respecto al horizonte previo (excepto para CT-FC1/PC2 que permanecen similares), mientras que para D1 los valores permanecen similares, salvo para D1-FC2 que aumentan. Para el suelo 2 se aprecia un descenso en los valores de CIC entre 0-20 y 20-40 cm (excepto para CT-FC1, D1-PC1/FC1/FC2 que permanecen similares o aumentan un poco), a continuación (horizonte 40-60 cm) los valores siguen descendiendo con respecto al horizonte anterior (20-40 cm) para todos los tratamientos (excepto para CT-DC1/PC2/FC2 y D2/PC1/DC1 que aumentan mayoritariamente) y en el último horizonte muestreado (60-75 cm) los valores de CIC presentan en general una tendencia a disminuir al igual que en los horizontes previos, excepto para CT-FC1, D1-PC1/FC1 y D2-DC1/PC2.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.11. Media (y desviación estándar) de Cu extraído con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	DTPA-Cu [†] (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	1,10 (0,12) ^{abc}	1,91 (0,53) ^D	1,26 (0,21) ^{bc}	1,45 (0,45) ^{BCD}	1,16 (0,05) ^{** ABC}
Desarrollo cultivo 1	1,15 (0,21) ^{abc}	1,24 (0,10) ^{ABC}	1,36 (0,17) ^{bc}	1,73 (0,25) ^{* CD}	1,04 (0,20) ^{AB}
Fin cultivo 1	1,43 (0,20) ^{bcd}	1,99 (0,33) ^D	2,07 (0,68) ^d	1,76 (0,51) ^{CD}	1,01 (0,13) ^{AB}
Pre-cultivo 2	1,46 (0,13) ^{cd}	1,73 (0,30) ^{CD}	1,50 (0,09) ^{cd}	1,51 (0,48) ^{BCD}	0,93 (0,10) ^{** AB}
Fin cultivo 2	0,58 (0,12) ^{* a}	0,74 (0,29) ^A	0,77 (0,15) ^{ab}	0,86 (0,31) ^{AB}	0,57 (0,18) ^A

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P>0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P<0,05$; $P<0,01$ y $P<0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

[†] DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Figura 4.3.2.9. Cambios de Cu extraído con DTPA en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2.

Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

En cuanto a los resultados de metales biodisponibles (Tablas 4.3.2.11-13), para Cu extraído con DTPA en las muestras de profundidad en S1 se registran valores comprendidos entre $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ (CT-FC2) y $2,07 \text{ mg kg}^{-1}$ (D1-FC1), siendo estos valores extremos muy similares a los registrados en S2, los cuales varían desde $0,57 \text{ mg kg}^{-1}$ (D2-FC2) hasta $1,99 \text{ mg kg}^{-1}$ (CT-FC1). Tras la aplicación de purines solamente se detectan diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de Cu extraído con DTPA en S2-PC1/PC2 entre las microparcels CT y D2, no detectándose diferencias significativas para S1. En la Tabla 4.3.2.11 se aprecia que las concentraciones más bajas de Cu extraído con DTPA, inferiores a 1 mg kg^{-1} , se presentan en todas microparcels muestreadas una vez concluido el ciclo de cultivo 2 (excepto S2-D2-PC2). Estas últimas concentraciones presentan diferencias significativas si se comparan con las microparcels del muestreo PC2 para los tratamientos CT en ambos suelos y D1 (solo en S1). Con la profundidad del suelo, los valores registrados de DTPA-Cu son inferiores, aunque solamente resultan significativas tales disminuciones en las microparcels S1-CT-FC2, S2-D1-DC1 y S2-D2-PC1/PC2.

A lo largo del perfil de suelo (Figura 4.3.2.9), para las microparcels CT y D1 de ambos suelos, las mayores concentraciones de DTPA-Cu se detectan en el primer horizonte (0-20 cm, zona radicular) excepto para CT-FC1 en S1, mientras que en las microparcels de S2-D2 se obtienen los mayores contenidos, tanto en el primer horizonte (0-20 cm) para los muestreos DC1, FC1, PC2 y FC2 como en el tercer horizonte (40-60 cm) para el muestreo PC1. Para ambos suelos se aprecia un sentido descendente en las concentraciones registradas para todos los tratamientos desde los horizontes superficiales hacia los más profundos, notándose incluso algunos descensos más destacados que otros (S2-CT-DC1/FC1, S2-D1-PC1 y S2-D2-DC1/PC2/FC2).

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.12. Media (y desviación estándar) de Zn extraído con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	DTPA-Zn ¹ (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	2,1 (1,0)* ^a	0,16 (0,01) ^{BC}	3,9 (2,0)** ^{ab}	0,27 (0,14) ^{BCDE}	0,33 (0,14) ^{CDEFG}
Desarrollo cultivo 1	1,8 (0,38) ^a	0,42 (0,12)* ^{CDEFGH}	1,9 (0,67)** ^a	0,62 (0,37)** ^{EFGH}	0,80 (0,29) ^{GH}
Fin cultivo 1	2,6 (1,4) ^a	0,21 (0,07) ^{BCD}	9,2 (5,1) ^b	0,21 (0,06)** ^{BCD}	0,19 (0,01)** ^{BCD}
Pre-cultivo 2	3,8 (2,8) ^{ab}	0,49 (0,12) ^{DEFGH}	5,2 (1,2)* ^{ab}	0,73 (0,24) ^{FGH}	0,87 (0,23) ^H
Fin cultivo 2	2,5 (1,3) ^a	0,10 (0,01) ^A	4,2 (1,8) ^{ab}	0,14 (0,14) ^B	0,33 (0,18)** ^{CDEF}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes ($P > 0,05$) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para $P < 0,05$; $P < 0,01$ y $P < 0,001$. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

¹ DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Figura 4.3.2.10. Cambios de Zn extraído con DTPA en 0-60 cm y 0-75 cm de los perfiles de suelo de las zonas de estudio 1 y 2. Suelo 1: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm) y C (40-60 cm); Suelo 2: Ap1 (0-20 cm), Ap2 (20-40 cm), Ck1 (40-60 cm) y Ck2 (60-75 cm) (n=1 para CT y n=3 para D1 y D2).

Las concentraciones de Zn extraído con DTPA (Tabla 4.3.2.12) presentes en las muestras de profundidad son superiores en S1 con respecto a S2 para todos los tratamientos, encontrándose dentro del intervalo de 1,8 a 9,2 mg kg⁻¹ para S1. En S2, las concentraciones de este metal son inferiores a 1 mg kg⁻¹, entre 0,10 y 0,87 mg kg⁻¹. Sin embargo, no llegan a encontrarse diferencias significativas entre tratamientos tras las aplicaciones de purines en ambos suelos, aunque sí que se observan concentraciones significativamente inferiores entre los muestreos DC1 y FC1 para S1-D1, S2-D1/D2 (ciclo de cultivo 1) y en todas las microparcels de S2 entre PC2/FC2 (ciclo de cultivo 2). Las concentraciones de DTPA-Zn son inferiores en las muestras de profundidad con respecto a las muestras de superficie, aunque solamente son significativas para las microparcels S1-CT-PC1, S2-CT-DC1, S1-D1-PC1/DC1/PC2, S2-D1-DC1/FC1, S2-D2-FC1/FC2.

Las concentraciones de DTPA-Zn de las muestras del perfil (Figura 4.3.2.10) siguen un patrón de comportamiento similar en ambos suelos, exhibiendo las mayores concentraciones en el horizonte superficial (0-20 cm), con la excepción de S2-CT-DC1 y S2-D2-PC1 que lo hacen en los horizontes de 40-60 y 60-75 cm de profundidad. En general, se observa un descenso brusco desde el primer horizonte (0-20 cm) al segundo horizonte (20-40 cm), llegando en el caso de las microparcels de S2, a valores próximos a 0 mg kg⁻¹ en el último horizonte (60-75 cm). Por lo tanto, apenas hay variaciones de DTPA-Zn con la profundidad para todos los tratamientos y muestreos.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.2.13. Media (y desviación estándar) de metales Mn y Fe extraídos con DTPA en 5 eventos de muestreo de suelo en profundidad (30-60 cm) durante 2 ciclos de cultivo consecutivos de cereal en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia) (n=3 para CT y n=9 para D1 y D2).

Muestreo	DTPA-Fe ¹ (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1 ^{†‡}	Suelo 2 ^{†‡}	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	4,64 (0,23) ^{bcd}	6,21 (0,84) ^F	5,51 (0,44) ^{cde}	5,46 (0,53) ^{DEF}	5,81 (0,56) ^{EF}
Desarrollo cultivo 1	3,20 (1,26) ^b	3,46 (0,78) ^C	4,50 (0,70) ^{bcd}	4,06 (0,30) ^{CDE}	3,53 (0,39) ^{*C}
Fin cultivo 1	5,96 (0,29) ^{de}	3,82 (0,47) ^{*CD}	6,78 (1,18) ^e	3,44 (0,30) ^C	3,30 (0,17) ^C
Pre-cultivo 2	4,39 (0,18) ^{bc}	4,63 (0,56) ^{CDEF}	4,54 (0,42) ^{bcd}	4,28 (0,79) ^{CDEF}	3,73 (0,27) ^{**CD}
Fin cultivo 2	1,41 (0,32) ^a	1,01 (0,11) ^{*A}	1,38 (0,39) ^a	1,95 (0,75) ^B	1,24 (0,45) ^A

Muestreo	DTPA-Mn ¹ (mg kg ⁻¹) (30-60 cm)				
	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 1	Suelo 2	Suelo 2
	Control		D1		D2
Pre-cultivo 1	29,5 (7,0) ^{de}	39,0 (5,8) ^F	26,8 (5,9) ^{cde}	38,1 (4,2) ^{*F}	42,7 (4,2) ^F
Desarrollo cultivo 1	10,2 (2,7) ^{ab}	13,8 (1,6) ^{ABC}	12,8 (2,1) ^{ab}	16,4 (2,5) ^{CDE}	17,9 (2,3) ^{CDE}
Fin cultivo 1	34,0 (6,8) ^{ef}	14,1 (4,3) ^{*ABC}	41,7 (10,1) ^f	17,0 (3,1) ^{CDE}	15,3 (0,7) ^{**BCD}
Pre-cultivo 2	17,9 (2,5) ^{bc}	22,0 (1,0) ^{*E}	19,0 (1,3) ^{*bcd}	20,4 (4,2) ^{DE}	17,8 (1,3) ^{CDE}
Fin cultivo 2	5,2 (0,2) ^a	11,5 (3,5) ^A	5,9 (0,8) ^a	13,4 (1,7) ^{ABC}	11,7 (2,1) ^{AB}

[†] Entre tratamientos y muestreos para cada suelo separadamente, las medias seguidas con similares letras indican que no son significativamente diferentes (P>0,05) usando el test de Tukey. La ausencia de letras indica que no existen diferencias significativas entre tratamientos y muestreos.

[‡] Entre muestras de superficie (0-30 cm) y profundidad (30-60 cm) para cada suelo, muestreo y dosis *, ** y *** indican diferencias significativas para P<0,05; P<0,01 y P<0,001. La ausencia de asteriscos significa que no existen diferencias significativas entre superficie y profundidad.

¹ DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

En la Tabla 4.3.2.13 se observa que los contenidos de Fe extraído con DTPA (mg kg⁻¹) en las muestras de profundidad son superiores en las microparcelas D1 (excepto FC2) en comparación con las microparcelas CT en S1 con valores entre 1,38 (D1-FC2) y 6,78 (D1-FC1) y para S2 los valores varían oscilando entre 1,01 (CT-FC2) y 6,21 (CT-PC1). Los tratamientos no muestran desigualdades significativas tras las aplicaciones de purines, aunque sí muestran concentraciones significativamente inferiores durante el primer ciclo de cultivo (DC1 y/o FC1) respecto a PC1, microparcelas S1 (CT) y S2 (CT, D1 y D2). Igualmente, al finalizar el segundo ciclo de cultivo (FC2) en todas las microparcelas se exhiben concentraciones significativamente inferiores de DTPA-Fe con respecto al muestreo PC2 e incluso con algunos de los muestreos anteriores para esas mismas microparcelas. Con la profundidad (30-60 cm), las concentraciones registradas son similares o tenuemente inferiores con respecto a las muestras superficiales (0-30 cm), siendo estadísticamente significativas dichas diferencias para las microparcelas S2-CT-FC1/FC2 y S2-D2-DC1/PC2.

Los valores de Mn extraído con DTPA en las muestras de profundidad (Tabla 4.3.2.13) oscilan entre 5,2 (CT-FC2) y 41,7 mg kg⁻¹ (D1-FC1) en S1 y entre 11,5 (CT-FC2) y 42,7 mg kg⁻¹ (D2-PC1) en S2. A pesar de que no se encuentran diferencias significativas entre los tratamientos después de las aplicaciones de purines, sí que se registran concentraciones significativamente inferiores para todas las microparcels de ambos suelos durante los ciclos de cultivos (muestreos DC1, FC1 y FC2) con respecto a los muestreos PC1 y PC2. Las concentraciones de DTPA-Mn son similares o inferiores entre las muestras de profundidad y superficie, existiendo diferencias estadísticamente significativas en las microparcels S2-CT-FC1/PC2, S1-D1-PC2, S2-D1-PC1 y S2-D2-FC1.

4.3.3 Biomasa y absorción de macro y micronutrientes por los cereales

En la primera cosecha de cereal (año 2010), los resultados de biomasa total de trigo de las microparcels D1 son ligeramente inferiores a los de la microparcels CT en S1, mientras que en S2 los resultados de biomasa total de cebada de las microparcels D1 y D2 son superiores a los de la microparcels CT (Figura 4.3.3.1). También se observa al comparar rendimientos que en la segunda cosecha de cereal (año 2011) los rendimientos de biomasa de cebada cervecera en S1 son superiores en la microparcels CT (S1: 1,98 kg m⁻²) con respecto a las microparcels D1 (S1: 0,56-0,88 kg m⁻²) y los resultados de biomasa de cebada cervecera en S2 son la mitad inferiores (S2: 0,32 a 0,75 kg m⁻², año 2011) debido a una helada ocurrida durante el desarrollo del cultivo con respecto a la cosecha anterior (S2: 0,78-1,53 kg m⁻² año 2010).

En la Tabla 4.3.3.1 se pueden observar las correlaciones obtenidas entre los nutrientes presentes en suelo superficial (0-30 cm) para todos los muestreos realizados (PC1, DC1, FC1, PC2 y FC2) y la biomasa de cereal (2010 y 2011). La biomasa del año 2010 se ha correlacionado con los muestreos PC1, DC1 y FC1, los cuales reflejan el estado del suelo tras la 1ª aplicación de purines y el ciclo de cultivo 1. De modo parecido, la biomasa del año 2011 se ha correlacionado con los muestreos de suelo PC2 y FC2. Gráficamente, se han representado las propiedades y los muestreos con las mejores correlaciones registradas (Figuras 4.3.3.1-3)

Los resultados de P Olsen en S2 (muestreos PC1 y FC2) (Tabla 4.3.3.1 y Figura 4.3.3.1A), se correlacionan altamente con el rendimiento de biomasa para 2010 y 2011, aunque para S1 no se encuentran correlaciones significativas en ninguno de los muestreos realizados.

Los resultados de N-NO₃⁻ disponible obtenidos en las muestras superficiales de suelo en S2-PC1/FC2 se correlacionan significativamente con los rendimientos obtenidos en 2010 y 2011 con valores de R iguales a 0,87 y 0,87, respectivamente. Sin embargo, no se encuentran correlaciones estadísticamente significativas con la concentración de N-NO₃⁻ en S1 para ninguno de los muestreos realizados (Tabla 4.3.3.1 y Figura 4.3.3.1B) y tampoco para los resultados de N-NH₄⁺ disponible en ambos suelos. Particularmente en S2, los resultados de NTK de los muestreos PC1, PC2 y FC2 se correlacionan significativamente con los rendimientos de biomasa registrada en ambas cosechas de cereal, con la excepción de los muestreos DC1 y FC1 donde los valores no presentan correlaciones estadísticamente significativas.

Tabla 4.3.3.1. Correlaciones estadísticas significativas entre macronutrientes (N, P, K, Mg) y micronutrientes (Cu, Zn, Fe y Mn) y biomasa de cereal crecido en 2010 y 2011 en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia).

Biomasa	Suelo 1						Suelo 2				
	2010			2011			2010		2011		
	Parámetro ¹	PC1 ²	DC1 ²	FC1 ²	PC2 ²	FC2 ²	PC1 ²	DC1 ²	FC1 ²	PC2 ²	FC2 ²
P-Olsen	ns	ns	ns	ns	ns	0,86	ns	ns	ns	ns	0,81
N-NO ₃ ⁻ Disponible	ns	ns	ns	ns	ns	0,87	ns	ns	ns	ns	0,87
N-NH ₄ ⁺ Disponible	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
NTK	ns	ns	ns	ns	ns	0,85	ns	ns	0,90	0,86	
K Intercambiable	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,82	0,78	
Mg Intercambiable	ns	ns	ns	ns	ns	0,82	ns	ns	0,76	0,78	
DTPA-Cu	ns	ns	ns	ns	ns	0,87	ns	ns	ns	ns	
DTPA-Zn	ns	ns	ns	ns	ns	0,89	ns	ns	0,77	0,84	
DTPA-Fe	ns	-0,99	ns	-0,99	ns	0,85	ns	ns	ns	ns	
DTPA-Mn	ns	ns	-0,99	ns	ns	0,89	ns	ns	ns	0,81	

¹ NKT: nitrógeno total Kjeldahl; DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

² PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 2; FC1: fin de cultivo 1; PC2: pre-cultivo 2; FC2: fin de cultivo 2.

ns: no significativa.

Para K intercambiable (Tabla 4.3.3.1), solamente se encuentran correlaciones estadísticamente significativas en S2 entre los resultados de biomasa de 2011 y los muestreos de suelo relacionados con la 2ª aplicación de purines (PC2 y FC2). Para S1 tampoco se registran correlaciones significativas con la biomasa para ninguno de los tratamientos y muestreos implicados. Para Mg intercambiable se obtienen correlaciones estadísticamente significativas entre los resultados de biomasa de 2010 y 2011 y los muestreos de suelo PC1, PC2 y FC2 (Tabla 4.3.3.1 y Figura 4.3.3.1C). Para S1 siguen sin detectarse correlaciones significativas entre los resultados de suelo y biomasa.

En el caso del DTPA-Cu solamente se registra en S2 una correlación altamente significativa entre la biomasa de cebada de la cosecha de 2010 y el muestreo de suelo PC1 (Tabla 4.3.3.1). Para S1, siguen sin registrarse correlaciones significativas entre la biomasa de S1 y esta propiedad. Con respecto a DTPA-Zn, se puede señalar que entre los oligoelementos estudiados es el que presenta mayor número de correlaciones estadísticamente significativas con el rendimiento, pero solamente en S2 y con los muestreos PC1 (R=0,89) en 2010, PC2 (R=0,77) y FC2 (R=0,84) en 2011 (Tabla 4.3.3.1 y Figura 4.3.3.1D). El Fe y Mn extraído con DTPA (Tabla 4.3.3.1 y Figuras 4.3.3.1E y 4.3.3.1F) son los únicos oligoelementos para los que S1 manifiesta correlaciones altamente significativas estadísticamente aunque resultan de signo negativo (R=-0,99 en DC1 y PC2 con Fe y R=-

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

0,99 en FC1 para Mn). En S2, las correlaciones significativas se detectan para los muestreos PC1 ($R=0,89$) y FC2 ($R=0,81$).

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Figura 4.3.3.1. Relación entre biomasa de cereal de 2010 y 2011 y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; D2=340 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia).

PC1: pre-cultivo 1; FC1: fin de cultivo 1; PC2: pre-cultivo 2; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa.

DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

En las Figuras 4.3.3.2-3 y Tabla 4.3.3.2 se puede observar la absorción total del trigo y de la cebada, encontrándose buenas correlaciones con algunas de las propiedades estudiadas del suelo. En las figuras se han representado las propiedades y los muestreos de suelo con las mejores correlaciones.

Los resultados de P total en trigo (mg P kg^{-1}) oscilan desde 3700 (espiga 2010) hasta 12 600 (grano 2010) y los resultados en cebada oscilan desde 2950 (espiga 2011) hasta 6724 (grano 2011). En la Figura 4.3.3.2A se pueden observar las concentraciones registradas y las mejores correlaciones registradas en los muestreos de suelo PC1 y FC2, aunque para el muestreo PC2 también se registran buenas correlaciones en ambos suelos tanto para el grano como para la espiga.

En cuanto a la absorción de N total (mg kg^{-1}), en trigo varía desde 9400 (2010 espiga) hasta 23 500 en grano y 17 924 en espiga. La absorción de la cebada, varía desde <2000 (2010 grano) hasta aproximadamente 22 749 y 24 986 mg kg^{-1} (2010 grano y espiga). En el periodo de cultivo 2010 (Figura 4.3.3.2B), se ha obtenido la mejor correlación entre el N total en planta y el N-NO_3^- disponible en PC1 con valores de $R=0,68$ para el grano de S1 y $R=0,58$ y $0,71$, respectivamente para el grano y espiga de S2. Mientras que el N-NO_3^- disponible de FC2 presenta valores más altos de R ($0,83$ y $0,79$, grano y espiga de S2 respectivamente) para el periodo de cultivo de 2011, aunque en este muestreo no se detectan correlaciones significativas en S1. Otras correlaciones entre el N del suelo (N-NH_4^+ y NTK) y las propiedades de la planta también se resumen en la Tabla 4.3.3.2 junto al resto de correlaciones encontradas.

La absorción del sodio intercambiable por la planta (Tabla 4.3.3.2) solamente manifiesta correlaciones significativas positivas en S2 (DC1 y PC2), a pesar de no ser muy elevadas, y en S1 tan solo se detecta una correlación significativa negativa ($R=-0,77$) para la espiga de cebada del periodo de cultivo 2011 (FC2).

Con respecto a la absorción de Ca por la planta y la concentración de Ca intercambiable en el suelo (Tabla 4.3.3.2) todas las correlaciones estadísticamente significativas detectadas son no significativas o negativas (desde $R=-0,48$ en espiga S2-PC1 hasta $R=-0,72$ en espiga S1-FC1). En el muestreo PC2 no se detecta ninguna correlación significativa en ninguno de los dos suelos.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Figura 4.3.3.2. Relaciones entre absorción de nutrientes en 2010 (S1: trigo y S2: cebada) y 2011 (S1 y S2: cebada) y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (0-30 cm de profundidad, CT=control; D1=170 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$; D2=340 $\text{kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia).

PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa.

El K en cebada varía desde 3681 (espiga 2011) hasta 8013 mg K kg^{-1} (espiga 2011) y para trigo desde 3840 (espiga 2010) hasta 5200 mg K kg^{-1} (grano 2010) (Figura 4.3.3.2C). Para este elemento solo se obtienen correlaciones moderadamente significativas estadísticamente en S2 con ambas partes de la planta para PC1, PC2 y FC2, resultando negativas para PC1.

De las correlaciones obtenidas entre Mg intercambiable en suelo y Mg total en planta (Figura 4.3.3.2D), en S1 no se observa ninguna correlación estadísticamente significativa. Sin

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

embargo, en S2 se obtienen correlaciones moderadamente significativas para todos los muestreos de suelo realizados, destacando los muestreos DC1 y FC2 (Figura 4.3.3.2D). El contenido total de Mg en trigo varía desde 975 (espiga 2010) a 1455 mg kg⁻¹ (grano 2010), mientras que en la planta de cebada los valores registrados se encuentran dentro del intervalo de 769 (espiga 2010) a 1557 mg kg⁻¹ (grano 2011).

Finalmente, la absorción de micronutrientes, Cu, Zn, Fe y Mn y sus correlaciones con los metales bioasimilables del suelo se resumen en la Figura 4.3.3.3 y en la Tabla 4.3.3.2.

Figura 4.3.3.3. Relaciones entre absorción de nutrientes en 2010 (S1: trigo y S2: cebada) y 2011 (S1 y S2: cebada) y las propiedades seleccionadas de 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones de purines de cerdo (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y Doña Inés (Lorca, Murcia).

PC1: pre-cultivo 1; DC1: desarrollo cultivo 1; FC2: fin de cultivo 2. ns: no significativa.

DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

Las mejores correlaciones obtenidas entre la absorción total de micronutrientes en planta y microelementos extraídos con DTPA se obtienen en los muestreos de suelo PC2 (S2) y FC2 (S1), siendo en el muestreo FC1 donde se registran menor número de correlaciones estadísticamente significativas en ambos suelos.

Los contenidos de Cu, el micronutriente con el valor más bajo, en trigo oscila entre 3,3 (grano 2010) y 6,2 mg kg⁻¹ (espiga 2010) y en cebada varía desde 1,8 (2010 espiga) hasta 12,6 mg kg⁻¹ (2011 espiga). Las concentraciones medias de Cu (mg kg⁻¹) en cereal para la cosecha de 2010 son bastante similares entre tratamientos y para la cosecha de 2011 continúan siendo parecidas para la cebada de la zona 1 (Figura 4.3.3.3A); sin embargo, para la cebada de la zona 2 se puede observar la siguiente tendencia entre las concentraciones medias: D2 (8,9)>D1(7,3)>CT(5,6) para grano y D2(7,3)>D1(5,7)>CT(5,3) para espiga.

El contenido total de Zn en trigo oscila desde 30,0 (espiga 2010) hasta 66,8 mg kg⁻¹ (grano 2010) y en cebada varía entre 16,8 y 77,2 mg kg⁻¹ (grano 2010 y 2011) (Figura 4.3.3.3B). El promedio del contenido total de Zn para el trigo (grano y espiga) en la zona 1 es superior para D1 frente a CT. Para la cebada cervecera, el contenido total de Zn en la cosecha de 2010 es superior para D2, presentando valores en D1 similares con el tratamiento CT, mientras en la cosecha de 2011 la concentración de Zn sigue esta secuencia: D2>D1>CT y en la zona 1 se registra un contenido de Zn ligeramente superior en D1 con respecto al tratamiento CT.

La acumulación de Fe total (Figura 4.3.3.3C) oscila entre 19,0 (grano 2010) y 41,0 mg kg⁻¹ (espiga 2010) en el caso del trigo y varía desde 15,0 (2010 grano) hasta 75,0 mg kg⁻¹ (2011 espiga) en la cebada. Con respecto a los valores promedio, en ambos cereales y periodos de cultivo se cumple que D2>D1>CT para ambas zonas.

Los contenidos máximos y mínimos de Mn total (Figura 4.3.3.3D) en los cereales oscilan desde 34,6 hasta 62,5 mg kg⁻¹ en trigo (grano 2010) y desde 13,0 (grano 2010) hasta el valor más alto de 35,0 mg kg⁻¹ en cebada (espiga 2011). Las concentraciones de Mn en grano y espiga de trigo y cebada 2010 presentan la siguiente secuencia: D2>D1~CT para ambas zonas, igualmente, en la cosecha 2011 de cebada se aprecia la misma tendencia anterior en ambas zonas.

4. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES

Tabla 4.3.3.2. Correlaciones estadísticas significativas entre P Olsen, N-NO_3^- disponible, N-NH_4^+ disponible, NTK, Na, K, Mg y Ca intercambiable y DTPA Cu, Zn, Fe y Mn y absorción de P, N, Na, K, Mg, Ca, Cu, Zn, Fe y Mn en granos y espiga de cereal crecido en 2010 y 2011 en 2 suelos agrícolas enmendados con 2 dosis de purines de cerdo (CT=control; D1=170 kg N ha⁻¹ año⁻¹; D2=340 kg N ha⁻¹ año⁻¹) y 2 aplicaciones (Octubre 2010 y 2011) en La Hoya y en Doña Inés (Lorca, Murcia).

	Periodo de Cultivo 2010					Periodo de Cultivo 2011			
	Suelo 1 (Trigo)		Suelo 2 (Cebada)			Suelo 1 (Cebada)		Suelo 2 (Cebada)	
	Pre-Cultivo 1 ¹	Grano	Espiga	Grano		Espiga	Pre-Cultivo 2 ¹	Grano	Espiga
P-Olsen	ns	ns	0,67	0,71	P-Olsen	0,58	0,69	0,49	0,48
N-NO ₃ ⁻	0,68	ns	0,58	0,71	N-NO ₃ ⁻	0,81	0,85	ns	ns
N-NH ₄ ⁺	ns	ns	ns	ns	N-NH ₄ ⁺	ns	ns	0,78	0,75
NTK	ns	ns	ns	ns	NTK	ns	ns	0,43	0,56
Na Intercambiable	ns	ns	ns	ns	Na Intercambiable	ns	ns	0,55	0,51
K Intercambiable	ns	ns	-0,51	-0,49	K Intercambiable	ns	ns	0,56	0,63
Mg Intercambiable	ns	ns	0,57	0,67	Mg Intercambiable	ns	ns	0,59	0,60
Ca Intercambiable	ns	ns	ns	-0,48	Ca Intercambiable	ns	ns	ns	ns
DTPA-Cu	ns	ns	ns	ns	DTPA-Cu	ns	ns	0,51	0,60
DTPA-Zn	ns	ns	0,73	0,74	DTPA-Zn	0,67	0,70	0,94	0,93
DTPA-Fe	ns	ns	0,45	0,65	DTPA-Fe	ns	ns	0,49	ns
DTPA-Mn	ns	ns	ns	0,62	DTPA-Mn	ns	ns	0,64	0,60
Desarrollo Cultivo 1 ¹									
Grano	Espiga	Grano	Espiga						
P-Olsen	ns	ns	ns	ns					
N-NO ₃ ⁻	ns	ns	ns	ns					
N-NH ₄ ⁺	ns	ns	ns	ns					
NTK	ns	ns	ns	ns					
Na Intercambiable	ns	ns	0,61	ns					
K Intercambiable	ns	ns	ns	ns					
Mg Intercambiable	ns	ns	0,61	0,66					
Ca Intercambiable	ns	ns	ns	-0,50					
DTPA-Cu	ns	ns	ns	ns					
DTPA-Zn	0,64	0,67	0,79	0,79					
DTPA-Fe	ns	ns	ns	0,68					
DTPA-Mn	ns	ns	0,65	0,57					
Fin Cultivo 1 ¹					Fin Cultivo 2 ¹				
Grano	Espiga	Grano	Espiga	Grano	Espiga	Grano	Espiga	Grano	Espiga
P-Olsen	ns	ns	ns	ns	P-Olsen	0,63	0,60	0,47	0,49
N-NO ₃ ⁻	0,61	ns	0,67	0,75	N-NO ₃ ⁻	ns	ns	0,83	0,79
N-NH ₄ ⁺	ns	ns	ns	ns	N-NH ₄ ⁺	ns	ns	ns	ns
NTK	ns	-0,65	ns	ns	NTK	0,90	0,79	0,48	0,52
Na Intercambiable	ns	ns	0,60	ns	Na Intercambiable	ns	-0,77	ns	ns
K Intercambiable	ns	ns	ns	ns	K Intercambiable	ns	ns	0,65	0,83
Mg Intercambiable	ns	ns	0,45	0,57	Mg Intercambiable	ns	ns	0,68	0,71
Ca Intercambiable	ns	-0,72	ns	ns	Ca Intercambiable	ns	-0,60	-0,52	-0,55
DTPA-Cu	ns	ns	ns	ns	DTPA-Cu	ns	ns	ns	0,49
DTPA-Zn	ns	ns	0,78	0,75	DTPA-Zn	0,86	0,77	0,91	0,91
DTPA-Fe	ns	ns	ns	0,50	DTPA-Fe	ns	ns	ns	ns
DTPA-Mn	ns	ns	ns	ns	DTPA-Mn	0,69	0,64	0,43	0,44

¹ NTK: nitrógeno total Kjeldahl; DTPA: ácido dietilentriaminopentaacético.

ns: no significativa.

4.4 DISCUSIÓN

4.4.1 Cambios en las propiedades del suelo tras la aplicación de purines

En regiones áridas y semiáridas, los valores comunes de pH varían desde algo menos de 7 (alcalinidad débil) hasta 9 (alcalinidad moderada) (**Navarro y Navarro**, 2000). Del mismo modo, los suelos de estas regiones se caracterizan por su carácter básico debido al carbonato cálcico presente en los mismos, teniendo un importante papel en la saturación del complejo de cambio. El origen de este carbonato es la roca madre, en este caso, sedimentos aluviales carbonatados, razón por la cual es difícil que se produzcan modificaciones en la variable CaCO_3 al incorporar el purín de cerdo. Los pequeños cambios que se han observado en los resultados de pH en suelo tras la aplicación de purines podrían ser debidos a la capacidad tamponadora del suelo basada en la elevada presencia de CaCO_3 (S1: 17,6-22,7% y S2: 52,4-68,1%), así como al pH relativamente alto del purín (7,2-8,4). Se observa una reducción del pH en las microparcels enmendadas hasta alrededor de 7,4 (S1 y S2) en la superficie en ambos suelos y 7,5 (S1) y 7,7 (S2) en profundidad, que podría implicar la disolución de algunos CaCO_3 , aunque no se detecta un cambio en el contenido de CaCO_3 en el estudio de estas microparcels con purines. Adicionalmente, diferentes autores han demostrado que existe una disminución del pH al aplicar purín de cerdo, en especial en las dosis más elevadas (**Bernal et al.**, 1992a; **Chang et al.**, 1990; **King et al.**, 1990; **Siegenthaler et al.**, 1998; **Straczynska**, 1994), lo atribuyen a que el catión amonio es desplazado por el catión potasio del complejo de cambio, influyendo además los procesos de nitrificación que sufre el amonio, acidificando el medio ligeramente. Sin embargo, otros autores obtienen resultados opuestos observando un incremento del pH (**Dendooven et al.**, 1998; **Kanal et al.**, 1999; **Plaza**, 2002). **Whalen et al.** (2000) atribuye este aumento al aporte de carbonato cálcico y otros compuestos como aniones de ácidos orgánicos con grupos carboxilos e hidróxidos fenólicos. El elevado contenido de CaCO_3 , especialmente en S2, proporciona grandes concentraciones de Ca^{2+} para mantener la fuerza iónica del suelo y por tanto, prevenir de cualquier aumento o disminución notable en los valores de CE.

El aumento en la concentración de carbonato cálcico en suelo se puede deber, por una parte, a la composición iónica del purín de cerdo o bien, como consecuencia de mezclarse entre sí horizontes más profundos mediante la labor de arado (**Bridgwater**, 1994; **Cailleau et al.**, 2005; **De Alba y Lindstrom**, 2002; **Poesen y Bunte**, 1996; **Oostwoud-Wijdenes y Poesen**, 1999; **Oostwoud-Wijdenes et al.**, 1997; **Stocks-Fischer et al.**, 1999).

La mayoría de los autores obtienen como resultado un aumento de la CE al incorporar purín de cerdo (**Bernal et al.**, 1992b; **Ye et al.**, 1999). Igualmente, otros autores como **Plaza** (2002), obtienen un incremento a mayor dosis de purín, aunque menos acusado en los últimos años de experimentación. Los resultados obtenidos coinciden con los autores mencionados. Otros autores como **Murcia** (2003a) y **Murcia** (2003b), observaron descensos en la CE tras la aplicación de purín en cultivos de brócoli cuya aplicación de purín se realizó en suelos de la Región de Murcia y de manera desigual a la obtenida en el presente estudio. Todos los resultados de CE registrados están por debajo del límite de 4 dS m^{-1} para suelos afectados por sales (**Richards**, 1954). Según **Díez et al.** (2001), la salinización del suelo ocurre durante los primeros días tras la aplicación de purines y posteriormente se atenúa con la lluvia y el riego debido a que las sales son altamente móviles bajo condiciones de irrigación y cuando la permeabilidad del suelo es alta (**Díez et al.** 2004). **Llona** (2005) encontró una correlación existente entre los cationes y aniones contenidos en el extracto de saturación, destacándose los valores de correlación con el Na, el cual se concentra en el suelo antes de la aplicación del purín; por lo tanto es el Na el que eleva mayormente la CE y este elemento se lixivia fácilmente disminuyendo después de la aplicación de purín.

El 60% del fósforo está en forma inorgánica en el purín de cerdo (**Cassol et al.**, 2001), estas formas tienden a acumularse en los suelos con previas aplicaciones de enmiendas orgánicas (**Ceretta et al.**, 2010; **Gatiboni et al.**, 2008). Parte del P derivado de los purines tiende a ser adsorbido sobre las posiciones más ávidas de las partículas reactivas del suelo y el resto es adsorbido por las posiciones con menor energía de enlace (**Barrow et al.**, 1998), lo cual favorece su biodisponibilidad y en consecuencia, la tasa de transferencia por lixiviación (**Ajmone-Marsan et al.**, 2006; **Gatiboni et al.**, 2007; **Pautler y Sims** 2000; **Smith et al.**, 2001). Como era de esperar, la concentración de P disponible (P Olsen) en suelo superficial aumenta al menos el doble en comparación con la microparcela control como consecuencia del elevado contenido de P de los purines usados en el estudio (zona 1: 291 y 267 mg P total L^{-1} y zona 2: 118 y 184 mg P total L^{-1} en 2009 y 2010, respectivamente). Los resultados encontrados son similares a los que obtuvieron **Bernal et al.** (1993), estos autores reportaron un aumento de P disponible tras aplicaciones de 300 hasta $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de purines en un estudio en un suelo de invernadero plantado de pimiento en el sureste de España. El P Olsen es considerado como la forma disponible de P, especialmente en suelos con un elevado pH (**Olsen et al.**, 1954), semejantes al suelo de nuestro estudio. La baja concentración de P Olsen (mg kg^{-1}) en 0-30 cm de suelo para los muestreos S1-CT-DC1(28,7), S1-D1-DC1(55,2), S2-D1-FC1(225,4) y S2-D2-FC1(242,9) como en S1-CT-PC1(4,6), S1-D1-PC1(14,4), S2-D1-DC1(192,5) y S2-D2-DC1(184,0) en las muestras de 30-60 cm de profundidad puede atribuirse a la absorción de P por parte de la planta o bien a la

fijación del P añadido con el purín que no se encuentra disponible y que podría ser desde un 41% hasta un 71% del P añadido (**Bernal et al.**, 1993). Los suelos con elevado pH ($\sim$ pH 7) fijan el P añadido mediante la reacción del Ca con P para formar minerales de Ca y P insolubles.

Sin duda, el nitrógeno es uno de los elementos que actúa más rápidamente en el suelo, de modo que los efectos a la hora de aplicarlo se evidencian a corto plazo (**Bernal y Roig**, 1993). La mayoría de los autores consultados obtuvieron resultados similares. Aunque el contenido de NTK de las muestras de purines (1,0 a 4,58 g kg⁻¹) es inferior al contenido encontrado por otros autores como **Chantigny et al.** (2001) de 86 g kg⁻¹, los resultados registrados en los suelos estudiados coinciden con la bibliografía consultada (**Carey et al.**, 1997; **Goulding et al.**, 2000; **Jackson y Smith**, 1997; **Rochette et al.**, 2000b; **Sørensen y Amato**, 2002), la cual concluye que la adición de purines mejora el contenido de N de suelos que se usan con fines agrícolas o ambientales (**Cela et al.**, 2011; **Daudén et al.**, 2004; **Whalen y DeBerardinis**, 2007). Los resultados obtenidos en suelo coinciden con la bibliografía para todos los muestreos realizados, teniendo el suelo en superficie de las microparcels D1 y D2 mayor concentración de NTK que las microparcels CT como consecuencia de la adición de purines, siendo más semejantes entre tratamientos las concentraciones en profundidad para todos los muestreos (**Bittman et al.**, 1999; **Llona**, 2005; **Raworth et al.**, 2004). La bibliografía consultada también reporta un aumento del N total en suelo un año después de la aplicación de purines en suelos sembrados con maíz en el noreste de España, permitiendo a los agricultores reducir en 30 kg ha⁻¹ la fertilización nitrogenada (**Cela et al.**, 2011). En el noreste de Alemania, 2 aplicaciones de purines en suelo resultaron en un excedente de 70 kg N ha⁻¹ año⁻¹ comparado con un balance deficitario observado en las parcelas sin adición de purines (**Sieling et al.**, 2006). Con respecto al contenido de N inorgánico en el suelo superficial, en un estudio realizado en Canadá, se observaron elevadas concentraciones de N-NO₃⁻ en comparación con N-NH₄⁺ tras 2 adiciones de purines en microparcels, lo cual es consistente con los procesos de nitrificación del N-NH₄⁺ de los purines añadidos al suelo (**Chantigny et al.**, 2001; **Whalen y DeBerardinis**, 2007). **Mantovi et al.** (2006) destacan en su estudio que las lluvias de otoño, asociadas con un suelo desnudo, son los factores más críticos con respecto a la lixiviación de N-NO₃⁻ hacia zonas insaturadas, ocurriendo principalmente por infiltración de agua más que por lavado y junto con la asimilación de nutrientes por el cultivo, lo cual explica la disminución en la concentración de N-NO₃⁻ entre los muestreos PC1/DC1 y PC2/FC2 y las diferencias con la profundidad.

Junto con los macronutrientes N-P-K, el CO es fundamental para el desarrollo de las plantas y resulta muy escaso en suelos de esta zona (**Alias et al.**, 1997), hecho por el que es muy importante el aporte del mismo. En suelos agrícolas la intervención antrópica produce un aumento en la tasa de mineralización de la materia orgánica produciendo un aumento en la concentración de elementos nutritivos asimilables en el suelo, lo que provoca a medio-largo plazo un empobrecimiento del humus con la consiguiente pérdida del coloide orgánico (**Cobertera**, 1993), razón por la cual es fundamental la incorporación de materia orgánica, además de los macroelementos antes mencionados. El contenido de carbono orgánico en el suelo aumenta en varios muestreos posteriores a la aplicación de purín, aumento que también se produce en la microparcela CT entre el muestreo PC1 y los siguientes muestreos al compararlos con el inicial, pudiendo dicho aumento no sólo deberse al aporte de carbono orgánico por parte del purín sino también por parte de los restos vegetales del propio cultivo. En general los valores de carbono orgánico son ligeramente mayores en superficie. **Martínez y Peu** (2000) establecen que el suelo es capaz de retener el 80% del carbono orgánico contenido en el purín en los primeros 20 cm de profundidad; aún así, la humedad del suelo y sus características físico-químicas van a influir distintamente en esta afirmación. A pesar de que el contenido en carbono orgánico en purín es bajo, comparado con otros tipos de estiércoles, especialmente aquellos que contienen un menor porcentaje de humedad (**Adegbidi et al.**, 2003), los resultados obtenidos muestran claramente un aumento del carbono orgánico en suelo (**Hountin et al.**, 1997; **Koc**, 1991; **Levi-Minzi et al.**, 1990; **Straczynska**, 1998; **Rochette et al.**, 2000a) y que este aumento se hace más notorio conforme avanza la experimentación al igual que en el estudio realizado por **Bernal et al.** (1991) en el que el aumento de este constituyente se hace más notorio al incorporar purín durante más tiempo (2 años). No obstante, la incorporación de carbono orgánico por parte de restos de plantas influye notablemente (**Chevallier et al.**, 2000; **Navarro y Navarro**, 2000; **Sainju et al.**, 2001).

Cuando la relación C/N de la materia orgánica aportada al suelo es alta, la actividad de los microorganismos es intensa y sus necesidades de N son elevadas. Las plantas cultivadas sufren una competencia muy fuerte por parte de los microorganismos, para proveerse del N necesario, lo que origina un descenso temporal de la fertilidad nitrogenada del suelo obligando a aplicar dosis mayores de estos fertilizantes minerales. Solamente cuando descienda la relación C/N y disminuya la actividad microbiana, podrá aparecer N mineral que no es utilizado por los microorganismos y queda a disposición de la planta. Los buenos suelos agrícolas son aquellos que permiten elevada actividad microbiana y la materia orgánica evoluciona con rapidez. Por el contrario, cuando por condiciones del clima o del suelo, la materia orgánica permanece sin descomponerse o lo hacen muy despacio,

manteniéndose una relación C/N elevada, se comprueba que los suelos presentan baja fertilidad y los rendimientos de los cultivos suelen ser bajos. En estos casos deben buscarse las causas que motivan esa falta de actividad, pudiendo deberse a sequía, encharcamiento, acidez o basicidad excesiva, salinidad, alcalinidad, muy baja fertilidad mineral, etc., y corregirlas si es posible. Debe pensarse siempre que la fertilidad de los suelos cultivados, que tan ligada está a la presencia de materia orgánica, no depende tanto de su contenido sino de la velocidad con que ésta evoluciona. La influencia del factor N del material orgánico originario y su interacción con la relación C/N, en orden a mantener la fertilidad nitrogenada de suelo puede considerarse en equilibrio cuando se encuentra entre 20 y 30 y se estima que existe exceso de energía y por tanto un bloqueo del N mineral cuando es superior a 30 (**Urbano**, 1988). Igualmente, al incorporar tejido orgánico fresco fácilmente degradable, se provoca el aumento de la actividad microbiana liberando así dióxido de carbono. En estas condiciones bajan las cantidades de nitrógeno debido al consumo de este elemento por los microorganismos y aumenta el contenido de carbono, con lo que la relación C/N es alta; posteriormente, la descomposición de esa materia fresca nuevamente pasa a valores bajos de C/N. **Chantigny et al.** (2002) establecen una comparación entre diferentes enmiendas orgánicas con respecto a su mayor o menor capacidad de estimulación de la actividad microbiana; según este autor, el purín de cerdo aplicado a suelos con alfalfa presenta una gran capacidad para degradar el carbono edáfico.

En el suelo estudiado predominan los cationes llamados básicos, porque su presencia confiere al suelo reacción básica (**Alias et al.**, 1997); el más importante sin duda es el Ca seguido por el Mg, y en mucha menor proporción K y Na. **Martínez y Hao** (1996) obtuvieron un incremento de la CIC de 8,4 cmol₊ kg⁻¹ a 13,7 cmol₊ kg⁻¹ después de 5 años de aplicación de purín en el horizonte superficial del suelo. El aumento en las concentraciones de K y Mg intercambiables (K: 1,1 veces en S1 y entre 1-3,4 veces para S2 y Mg: 1,1 veces en S1 y entre 1,2-2,5 veces en S2 para los muestreos PC1 y PC2) en suelo es debido a las elevadas concentraciones de estos elementos, K (zona 1: 998-1377 mg L⁻¹; zona 2: 836-1020 mg L⁻¹) y Mg (zona 1: 148-160 mg L⁻¹; zona 2: 71-145 mg L⁻¹), de los purines usados en el experimento. Sin embargo, el incremento neto de la concentración de cationes intercambiables de los suelos que reciben aplicación de purines está muy influenciado por la CIC inicial de los suelos (**Bernal et al.**, 1993). La cantidad de Na transferido por lixiviación es bastante baja, siendo semejante a la de otros cationes como K tras repetidas aplicaciones de purines en suelo (**Giroto et al.** 2013).

Igualmente, las concentraciones de Zn y Fe de los purines son probablemente la causa del aumento de las concentraciones de estos metales extraídos con DTPA tras 2 aplicaciones

de purines en suelo. Probablemente, como se comentará en el apartado siguiente, la materia orgánica y los carbonatos presentes en el suelo desempeñan un papel fundamental en el proceso de adsorción de Zn y Fe, disminuyendo la movilidad de dichos elementos en el suelo. Las concentraciones de Cu (zona 1: 0,94-1,68 mg L⁻¹; zona 2: 0,50-0,67 mg L⁻¹) y Mn (zona 1: 1,33-3,08 mg L⁻¹; zona 2: 0,42-0,69 mg L⁻¹) en los purines de este estudio son demasiado bajas para aumentar significativamente la concentración de DTPA-Cu y Mn en el suelo. Según **Bernal et al.** (1993) el aumento de la concentración de Mn y Cu en suelo se atribuye a las elevadas concentraciones de Mn (18-22 mg kg⁻¹) y Cu (43-48 mg kg⁻¹) presentes en las enmiendas utilizadas.

4.4.2 Rendimiento de biomasa y absorción de macro y micronutrientes

Los coeficientes de correlación más altos obtenidos para P Olsen en suelo y P total en planta se han encontrado para PC1 (S2), PC2 (S1/S2) y FC2 (S1/S2) en ambos periodos de cultivo, los cuales nos indican la sensibilidad que muestran la cebada y el trigo por la asimilación de P disponible en las etapas tempranas de crecimiento. Los resultados registrados coinciden con los de **Kuligowski et al.** (2010), quienes reportaron un aumento del 100% de la biomasa de cebada cervecera en un suelo tratado con 30 kg P ha⁻¹ usando varias formas de fertilizantes derivados de estiércol porcino (digerido anaeróbicamente, en cenizas, peletizado, etc.) antes de sembrar. La cantidad de P disponible en suelo es fundamental en las etapas iniciales del desarrollo de un cultivo, pudiendo tener una influencia significativa en el rendimiento de biomasa final (**Kuligowski et al.**, 2010). **Kuligowski et al.** (2010) también reportaron que el P en fertilizante líquido está más fácilmente disponible que en forma seca. El rango de absorción de P en espiga y grano de este estudio (de 3,0 hasta >6,7 g P kg⁻¹ de biomasa) es ligeramente superior a los resultados reportados (1,0 y 3,5 g P kg⁻¹ de biomasa) en la literatura internacional consultada (**Arvidsson**, 1999; **Kuligowski et al.**, 2010; **Pan y Hopkins**, 1991; **Soon**, 1988).

La cantidad de N-NO₃⁻ disponible en el suelo parece ser uno de los mejores parámetros (seguido de P Olsen y K intercambiable) que reflejan la producción de biomasa y la absorción de N total tanto en el grano como en la espiga. Además, el contenido de N total y N-NO₃⁻ disponible medidos un mes después de la aplicación de purines son medidas ideales (por su alto coeficiente de correlación) para evaluar la concentración de N del suelo con el contenido total de biomasa de cebada en este estudio. Como fuente de N, la cebada parece preferir N-NO₃⁻ frente a N-NH₄⁺ lo cual coincide con los hallazgos anteriores de **Nielsen y Jensen** (1986) en los que manifiestan la absorción preferencial de N-NO₃⁻ sobre N-NH₄⁺ en todas las etapas del crecimiento de la cebada. La ausencia de correlaciones obtenidas en S1 entre la biomasa y macronutrientes como N-NO₃⁻ entre otros pueden ser originadas por

efectos competitivos entre diferentes aniones y cationes, los cuales se sabe que ocurren en condiciones salinas y pueden resultar perjudiciales para el crecimiento normal de la planta (**Bar et al.**, 1997; **Feigin et al.**, 1987; **Grattan y Grieve**, 1999; **Izzo et al.**, 1991; **Kafkafi et al.**, 1982; **Pérez-Alfocea et al.**, 1996; **Subbarao et al.**, 1990). Según **Maas y Hoffman** (1977) los cultivos de trigo y cebada son considerados cultivos moderadamente tolerantes y muy tolerantes a la salinidad respectivamente, pudiendo tener lugar un descenso en la cosecha cuando la concentración de sales es superior a 6 dS m^{-1} (**Maas y Hoffman**, 1977; **USDA-ARS**, 2005). **Ould Ahmed et al.**, (2010) estudiaron suelos arenosos de $0,93\text{-}1,07 \text{ dS m}^{-1}$ enmendados con gallinaza y obtuvieron un descenso en el rendimiento de trigo tras regar los suelos con agua salina de tan solo 2 dS m^{-1} .

Las inconsistentes correlaciones significativas obtenidas entre K intercambiable y la biomasa y la absorción de K podrían ser debidas a la compleja química de la disponibilidad de K en suelo. Por ejemplo, la disponibilidad de K para las plantas se expresa mejor a través de la K-intensidad ($K^+ / (Ca^{2+} + Mg^{2+})$) ya que la absorción de K (junto Ca y Mg) por las plantas está gobernada por las actividades de K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} más que por los contenidos individuales de cationes intercambiables (**Nielsen y Hansen**, 1984). La problemática del Na en los suelos está más frecuentemente relacionada con el exceso de Na (más de 15% de la CIC), según **Awad** (1966), en estas condiciones Na^+ compite en la absorción con el calcio, magnesio y potasio, además, más de 50 enzimas requieren K^+ como cofactor, las cuales son susceptibles a elevadas concentraciones de Na^+ y Na^+/K^+ , incluso elevadas concentraciones de sales de K^+ inhiben a las enzimas (**Greenway y Osmond**, 1972). El exceso de Na intercambiable junto a un pH elevado afectan a las propiedades físicas, los coloides permanecen en estado disperso y existe pobre agregación e insuficiente aireación junto a una deficiencia de micronutrientes por indisponibilidad (**Hernández et al.**, 2009). Estas modificaciones pueden comprometer el correcto crecimiento y rendimiento de cultivos de secano debido a que limitan la capacidad de asimilación de agua de la planta y el exceso de sales interfieren en el proceso de transpiración, originando ambos factores un crecimiento lento y por tanto una reducción del rendimiento (**Munns et al.**, 2006). Los iones K y Mg (y otros cationes como Ca) están positivamente cargados, y por tanto, su movilidad está limitada al potencial de absorción en posiciones de cambio cargadas negativamente en el suelo. La fuente de cationes primarios (K, Mg, Ca y Na) debe de ser accesible a las raíces de las plantas para una mayor eficiencia en la absorción de nutrientes en las etapas críticas de crecimiento con el fin de lograr un rendimiento de biomasa óptimo (**Gardiner y Miller**, 2001). La elevada concentración de Ca^{2+} proveniente de la disolución de $CaCO_3$ nos impide evaluar la situación de Ca^{2+} intercambiable en la zona de estudio, siendo casi imposible distinguir el Ca^{2+} intercambiable del Ca^{2+} liberado de la disolución de $CaCO_3$. Sin embargo,

se encontró que el Mg intercambiable en PC1, PC2 y FC2 se correlaciona positivamente con la biomasa y la absorción de Mg en la espiga y en el grano en dichas temporadas de cultivo de cebada (2010 y 2011). Además, la concentración de K (3,7 a 8,0 g kg⁻¹) y Mg (0,8 a 1,5 g mg kg⁻¹) en la cebada de este estudio presenta valores ligeramente inferiores (K: 4,9-5,1 y Mg: 1,3-1,4) a los encontrados en la literatura consultada (**Arvidsson**, 1999; **Dick et al.**, 1985; **Soon**, 1988).

Para la cosecha de cebada de 2010 (S2), los micronutrientes extraídos con DTPA (Cu, Zn, Fe y Mn) en PC1 y PC2 puede que nos indiquen la sensibilidad de la cebada en una temprana etapa de crecimiento para obtener un rendimiento óptimo y la mejor absorción de micronutrientes. **Obrador et al.** (2007) reportaron una correlación significativa ($R^2=0,46$) entre DTPA-Zn y la absorción de Zn por parte de la cebada, aunque no encontraron una correlación significativa entre DTPA-Mn y el contenido de Mn como también se registra en la cebada de este estudio. Las aplicaciones de purines de cerdo elevaron las concentración de DTPA-Zn desde valores inferiores a 0,5 mg kg⁻¹ en el suelo hasta por encima del nivel crítico ~0,8 mg kg⁻¹, límite establecido para suelos dedicados a prados y cultivos (**Sande Fouz et al.**, 2007). Del mismo modo, DTPA-Cu, Fe y Mn no muestran correlaciones similares con la biomasa y absorción de nutrientes durante la temporada de cosecha de trigo del 2010 ni con la temporada de cosecha de cebada del 2011, pudiendo deberse a la influencia de determinados factores que influyen en la disponibilidad de nutrientes durante las primeras etapas que podrían influir en la absorción total de microelementos por la planta.

La disponibilidad de micronutrientes para su absorción y acumulación por los cultivos está afectada por varias propiedades y características edáficas como el pH, E_h , contenido de arcillas, contenido de materia orgánica, CIC, balance de nutrientes, concentración de otros elementos traza presentes en el suelo y de la humedad y temperatura del suelo (**Efremova e Izosimova**, 2012). Para el rango de pH 7,1-8,5 la disponibilidad de microelementos disminuye y los carbonatos actúan como un tampón de pH. Las superficies de calcita son reactivas y diversos iones pueden adsorberse o interactuar en la superficie cristalina. Por ejemplo Cu²⁺, Zn²⁺, Fe²⁺, Mg²⁺ y Al³⁺ podrían reemplazar Ca²⁺ sobre las posiciones entramadas a las que se exponen en estas condiciones (**Efremova e Izosimova**, 2012), viéndose reducida su disponibilidad.

Con respecto a la influencia de la materia orgánica, por ejemplo, **Obrador et al.** (2007) reportaron que la materia orgánica del suelo puede aumentar la disponibilidad de Zn y Mn para las plantas de cebada. La materia orgánica del suelo quelata estos microelementos y favorece su desorción y los mantiene en la solución para que sean asimilados por las raíces

de las plantas (**Lindsay y Norvell**, 1978). Por el contrario, las uniones relativamente débiles de micronutrientes con ácidos orgánicos de bajo peso molecular aportados con los estiércoles, además de aumentar la biodisponibilidad de micronutrientes para las especies vegetales, favorecen su movilidad en el perfil, especialmente en suelos de textura arenosa (**Torri et al.**, 2009), estando este flujo vertical relacionado con la presencia de materia orgánica mineralizable, siguiendo el orden $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Mn}$ según **McGrath et al.**, 1988.

Otro factor que puede desempeñar un papel fundamental en la absorción de micronutrientes es la CIC donde los microelementos están cargados positivamente y pueden ser adsorbidos en el complejo de cambio en los suelos. La CIC, es una función dependiente de las arcillas y la materia orgánica contenida en el suelo, pudiendo controlar la disponibilidad de elementos traza. En general, un incremento en la CIC disminuye la absorción de nutrientes por las plantas (**Haghiri**, 1974; **Hinesly et al.**, 1982; **Miller et al.**, 1976; **Tyler y McBride**, 1982). En suelos arenosos los metales están más disponibles que en suelos arcillosos, donde están firmemente retenidos sobre sitios de adsorción de minerales de arcillas. Los metales pueden formar complejos sobre las superficies de arcillas: complejos de esfera externa, complejos de coordinación con grupos de SiOH o AlOH (**Zachara et al.**, 1993). Otros minerales, incluyendo óxidos e hidróxidos amorfos, gibsita y arcillas alófanas adsorben metales y reducen la movilidad de estos microelementos en el suelo (**Efremova e Izosimova**, 2012).

Se sabe que el DTPA quelata Cu, Zn, Fe o Mn, incluso en presencia de Ca^{2+} en la solución del suelo (**Lindsay y Norvell**, 1978), una situación geoquímica que se cumple en nuestro estudio. La bibliografía consultada establece que los niveles satisfactorios de metales extraídos con DTPA para Zn, Fe, Cu y Mn son 0,5-1,8; 20-150; 0,2-0,3 y 8-80 mg kg^{-1} para suelos agrícolas (**Sande Fouz et al.**, 2007). Para efectuar recomendaciones de fertilización se debe contar con un valor crítico que indique cuándo el elemento comienza a ser limitante para el desarrollo vegetal (**Ratto**, 2006). En el caso del DTPA-Zn, el valor crítico varía entre los autores considerados. **Lindsay y Norvell** (1978) lo establecen en 0,8 mg kg^{-1} mientras que **Zheng et al.** (1982) y **Brown et al.** (1971), son mucho más estrictos, en 0,5 mg kg^{-1} . Para el sorgo, cultivo mayoritario en algunos países, **Lindsay y Norvell** (1978) establecen que para valores de DTPA-Fe inferiores a 4,5 mg kg^{-1} , ya pueden esperarse deficiencias. En el caso de DTPA-Cu, **Kruger et al.** (1985) establecen el límite en 0,4 mg kg^{-1} y para DTPA-Mn el valor crítico establecido por **Lindsay y Norvell** (1978) es de 1,0 mg kg^{-1} . Los contenidos inherentes de DTPA-Fe, Cu y Mn en nuestro estudio están por encima de estos niveles críticos, especialmente las concentraciones de DTPA-Zn en S1 y podrían explicar las correlaciones inconsistentes obtenidas entre el contenido de microelementos, los rendimientos de biomasa y absorción exhibida por los cultivos en ambos suelos en las

cosechas 2010 y 2011. Según **Pérez-Carreras et al.** (2004), las correlaciones estadísticamente no significativas entre metales asimilables y las concentraciones de metales totales en planta se deben a aportes masivos de fertilizantes con estos micronutrientes en forma asimilable, ya que los cultivos de cereal tienden a acumularlos, aunque la concentración en suelo sea baja y también se deben a procesos antagónicos que afectan a la absorción y metabolismo de micronutrientes como Zn y en menor intensidad Cu, frente a otros elementos como P y Fe. El contenido de micronutrientes reportados en este estudio se enmarca dentro de los siguientes intervalos (mg kg^{-1}), encontrados para el grano de cebada observado para Zn (16-51), Cu (1,8-9,2) y Mn (12-30) según **Kabata-Pendias** (2000) y Fe (73-89) según **Dick et al.** (1985). Para el grano de trigo de invierno los intervalos son Zn (20-40), Cu (2,6-6,8) y Mn (10-103) según **Kabata-Pendias** (2000) y Fe (34-55) según **House y Welch** (1986). En ningún momento se rebasan los valores críticos (en mg kg^{-1}) encontrados por **Magnicol y Beckett** (1985) para producir fitotoxicidad en tejidos de planta por Cu (10-20), Zn (150-300) y Mn (100-400). La evaluación de los índices de acumulación en las mismas plantas representan la relación entre la concentración de un elemento en las plantas donde el suelo es enmendado y la concentración de metales en las plantas testigo, los cuales también nos dan una idea de la dependencia entre la naturaleza de la planta y del elemento químico estudiado. **Cabezas et al.** (2004) realizaron un estudio del Cu, Zn, Pb y Cd en un suelo enmendado con lodos de depuradora y cultivado con cebada, girasol y veza, destacaron la capacidad de la cebada para acumular Cu y Zn y confirmaron que la cebada es una especie susceptible de ser utilizada en procesos de fitorremediación de suelos contaminados con dosis media-bajas de metales pesados.

4.5 CONCLUSIONES

Finalmente se concluye en que:

1. Dos aplicaciones de purines de cerdo en dosis de 170 y 340 kg ha⁻¹ de N aumentaron los principales nutrientes (N, P, K, Mg) y los nutrientes secundarios (Cu, Zn, Fe, Mn) en suelos cultivados con cereal. Se recomienda la aplicación de purines de cerdo un mes antes de la plantación de los cultivos y en ese mismo momento evaluar las cantidades de N-NO₃⁻ disponible, P-Olsen, K intercambiable, DTPA-Cu, Zn, Fe y Mn, las cuales se correlacionan bien con la producción de biomasa y la absorción de nutrientes.
2. Las ventajas agronómicas en el cultivo de cebada (rendimiento y asimilación) justifican la utilidad de la aplicación de purines a los suelos agrícolas no salinos, además de ser una práctica respetuosa del medioambiente que ayuda a la gestión de estos subproductos generados. Sin embargo, se recomienda la vigilancia de la composición de los lixiviados de los suelos agrícolas tratados con purines de cerdo, la cual debe de realizarse para proteger la acumulación de nitratos en aguas subterráneas y/o la eutrofización debida a la acumulación de fosfatos.
3. En áreas semiáridas expuestas a una salinización por agricultura intensiva, aunque la lluvia pueda mitigar los efectos perjudiciales de salinidad sobre el rendimiento de cultivos por lixiviación de sales de la zona radicular, la aplicación de purines en suelos ligeramente salinos no irrigados induce modificaciones en las propiedades físico-químicas del suelo que afectan el rendimiento y la composición mineral de cultivos de trigo y cebada. Es por ello que sería necesario continuar investigando en condiciones de campo para conocer el grado de estrés salino y así poder establecer la respuesta agronómica de los cultivos ante diferentes tipos de enmiendas y suelos.
4. La aplicación de purines en suelo conlleva un aumento de la concentración de micronutrientes biodisponibles (Cu, Zn, Fe y Mn), encontrándose en algunos suelos por encima de los niveles críticos para el desarrollo vegetal, lo cual explica algunas las correlaciones inconsistentes registradas en el sistema suelo-planta. En ningún momento se sobrepasan las concentraciones medias de estos elementos en grano, no suponiendo un riesgo para la salud humana aunque sí para el óptimo desarrollo de este tipo de cultivos. Se recomienda un mayor seguimiento de los microelementos biodisponibles en suelos agrícolas en estas condiciones o incluso la aplicación fraccionada de las dosis recomendadas de purines de cerdo para una asimilación más ralentizada por la planta.

Capítulo 5

LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE NITRÓGENO EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS CON DOSIS LEGISLADAS DE PURINES DE CERDO

Capítulo 5. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE NITRÓGENO EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS CON DOSIS LEGISLADAS DE PURINES DE CERDO

RESUMEN

Las pérdidas de N por lixiviación en condiciones de clima semiárido además de representar una pérdida de la fertilidad del suelo pueden suponer una amenaza para el medioambiente y la salud de los seres vivos. En este capítulo se investigan las transformaciones de N que tienen lugar en un suelo calcáreo tras la aplicación de purines y se identifican las etapas críticas tras la fertilización del mismo con el fin de disminuir la lixiviación de ciertos compuestos. Nueve columnas de suelo franco-limoso inalterado fueron enmendadas al inicio del estudio con purines en estado bruto usando diferentes dosis: 0, 170 y 510 kg N ha⁻¹, respectivamente control (CT), dosis baja (DB) y dosis alta (DA). Una vez realizada la aplicación de purines en la primera semana de experimentación, a continuación se realizaron 12 eventos de precipitación en los que se aplicaron agua de lluvia, un evento por semana, constituyendo un total 13 eventos contando con la aplicación de purines. Los resultados correspondientes a los lixiviados varían con el tiempo situándose en el intervalo de 0,23-1,51 dS m⁻¹ para la CE, en el pH de 7,0-8,3 y para N-NH₄⁺ los valores son ≤1 mg L⁻¹, todos ellos influenciados por el alto contenido de CaCO₃ (56,2-61,6%) presente en el suelo. El balance de N muestra pérdidas por volatilización (amoníaco y óxidos de N) >1 g por columna y ganancias por nitrificación de 112,3; 221,3 y 333,2 mg por columna para CT, DB y DA respectivamente debidas a la mineralización del nitrógeno orgánico y a la oxidación del N-NH₄⁺ como consecuencia de procesos biológicos. El balance de N también manifiesta pérdidas netas en el suelo de N orgánico e inorgánico durante el experimento, siendo propiciadas por el mismo suelo y por los purines (N-NO₃⁻), pero especialmente por las concentraciones de N-NH₄⁺ y de materia orgánica en los purines que junto las temperaturas de trabajo acontecidas y los eventos de lavado han fomentado los procesos de mineralización, nitrificación y desnitrificación.

5.1 INTRODUCCIÓN

5.1.1 Generalidades de los experimentos de lixiviación

La aplicación de purines de cerdo al suelo es una práctica muy habitual en áreas agrícolas (**Daudén et al.**, 2004), la cual puede alterar los procesos implicados en la dinámica del N (mineralización, inmovilización y desnitrificación) en suelo (**Burger y Venterea**, 2008). El proceso de mineralización del N del purín en suelo es un proceso complejo de conversión de formas orgánicas a formas de N inorgánicas, como NH_4^+ y NO_3^- , que pueden ser utilizadas por las plantas. Los procesos de dinámica del N están principalmente influenciados por parámetros ambientales como la temperatura, humedad, pH y la concentración de NH_3 , O_2 y CO_2 . La concentración de NH_4^+ intercambiable y NO_3^- disponible en suelo varían cada día y de una estación a otra en función de una pluralidad de factores medioambientales (algunos citados anteriormente), incluyendo variaciones estacionales en la mineralización e inmovilización, etapas de crecimiento de las plantas, pérdidas de NO_3^- por lixiviación y desnitrificación, volatilización de NH_3 y aumento de las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- derivadas de la aplicación de fertilizantes (**Stevenson y Cole**, 1999). La inmovilización de N sólo tiene lugar cuando las formas inorgánicas son transformadas en orgánicas por medio de la asimilación de microorganismos y de la fauna del suelo (**Hernández et al.**, 2001).

Un experimento de lixiviación es un experimento por el cual los componentes de un material sólido se liberan al ponerse en contacto con el agua, aunque algunos componentes pueden ser de mayor o menor problemática ambiental que otros. El proceso de lixiviación es indiscriminado, de tal manera que todos los componentes (por ejemplo, mayores o menores componentes de la matriz, así como inorgánicos, contaminantes orgánicos y otros) se liberan bajo un conjunto común de fenómenos físicos y químicos, incluyendo disolución de minerales, desorción y procesos complejos. Diversos factores inciden en los procesos que rigen la disolución de los contaminantes y, por lo tanto, en la lixiviación de los mismos desde diferentes materiales sólidos/suelo/residuo (**Townsend et al.**, 2003; **van der Sloot et al.**, 1997). A continuación se resumen:

Factores físicos

- Tamaño de partícula
- Tiempo de contacto
- Grado de homogenización de la matriz sólida en términos de fases minerales
- Relación líquido/sólido
- Permeabilidad, porosidad, tortuosidad de la matriz durante el ensayo o bajo condiciones de campo de la matriz sólida
- Temperatura
- Flujo del lixivante
- Condiciones hidrogeológicas

Factores químicos y biológicos

- pH del suelo/residuo
- pH del agente lixivante
- Potencial redox
- Complejación con compuestos orgánicos e inorgánicos
- Precipitación
- Efecto de ión común
- Procesos de adsorción
- Coloides
- Actividad biológica

Los ensayos de lixiviación usando columnas de suelo inalterado son muy útiles para evaluar la dinámica de infiltración en el suelo de determinados solutos en condiciones experimentales comparables y controladas. Son muy útiles para investigar los fenómenos físicos que ocurren en los suelos como el intercambio iónico, el movimiento de fertilizantes y los fenómenos de dispersión, adsorción y desorción, tanto en columnas alteradas como inalteradas de suelos sin cultivar bajo condiciones de humedad saturadas, que reflejan los flujos preferenciales y la heterogeneidad de los suelos (**Leij y van Genuchten**, 2000; **Nielson y Biggar**, 1961). Este tipo de ensayos también se emplean para determinar la cantidad de N disponible para las plantas cuando comprobamos los compuestos de N móviles que han lixiviado de los suelos enmendados y sin enmendar (**Burgos et al.**, 2006). En general, los experimentos de lixiviación tienen al menos 2 ventajas sobre otros experimentos con fines semejantes. Primera, las soluciones del suelo pueden ser recogidas a través de aplicaciones de agua periódicas para investigar las variaciones en la dinámica de N (**Burgos et al.**, 2006), que en comparación con los experimentos de incubación las muestras de suelo se recogen mediante extracciones destructivas (**Han et al.**, 2004). Segunda, los resultados de los ensayos de lixiviación sirven para establecer el estado de fertilidad de un suelo y además para conocer el grado de contaminación del agua, el cual es un tema medioambiental asociado al uso de enmiendas orgánicas (**Choi et al.**, 2007; **Yin et al.**, 2007; **Zhao et al.**, 2010). Sin embargo, los experimentos en columnas también presentan algunas limitaciones: los lixiviados no incluyen todas las fracciones de nutrientes disponibles para las plantas, tales como las formas intercambiables o extractables ya que los nutrientes en los lixiviados son básicamente formas solubles en agua (**Heraí et al.**, 2006). A pesar de

las limitaciones mencionadas, los experimentos en columnas pueden ser realizados satisfactoriamente cuando los fines experimentales no son determinar cantidades absolutas de nutrientes de las enmiendas orgánicas sino contrastar diferencias relativas entre enmiendas orgánicas y suelos (**Lim et al.**, 2010).

5.1.2 Finalidad del experimento de lixiviación en esta tesis doctoral

Actualmente la Unión Europea (EU-27) ha establecido políticas medioambientales con respecto a la protección de los recursos hídricos en: (i) Directiva Marco del Agua 2000/60/CE para el manejo de cuencas, (ii) Directiva de Nitratos 91/676/CEE, (iii) Directiva sobre aguas subterráneas 2006/118/EC y (iv) Directiva 98/83/EC para el agua de consumo humano, así como la Directiva 91/271/EEC de tratamiento de aguas. El objetivo de la Directiva 2000/60/CE establece que a finales de 2015 todos los cursos de agua de los países miembros de la UE-27 deben llegar a un estado de la calidad “buena” del agua. En la directiva 91/676/CEE se establece la obligación de identificar zonas vulnerables, establecer planes de actuación y buenas prácticas agrícolas. En la Directiva 98/83/EC (transpuesta al RD 140/2003) se establece un límite máximo de nitratos de 50 mg L^{-1} en el agua para el consumo humano.

Debido a la posible contaminación de aguas subterráneas, la lixiviación de N-NO_3^- originada por la aplicación de purines en suelos agrícolas ha recibido una atención considerable durante los últimos años. Una incorrecta planificación o excesivas dosis de aplicación son las principales causas de un aumento de la lixiviación de N derivada de la aplicación de enmiendas orgánicas (**Beckwith et al.**, 1998).

En ensayos de lixiviación con suelos mineros donde se ha aplicado purín de cerdo se ha encontrado que los riesgos de generación de lixiviados con altos contenidos de N-NO_3^- ocurren únicamente durante los primeros eventos semanales de lluvia, por lo que se sugiere para una aplicación responsable del purín de cerdo deshidratado el seguimiento del código de las buenas prácticas agrarias (**Carmona**, 2012). **Lim et al.** (2010) en su estudio de aplicación de composts en diferentes tipos de suelo concluyeron que además del tipo de suelo, el N total de las enmiendas usadas sirve para predecir el potencial de lixiviación en los suelos. Las propiedades del suelo que más influyen el proceso de lixiviación de N en suelos calcáreos son N-NO_3^- , limo y arcilla (**Zarabi y Jalali**, 2012a). Recientemente se han publicado un gran número de estudios sobre la lixiviación de N en columnas de suelo en condiciones de laboratorio (**Carmona et al.**, 2008; **Lim et al.**, 2010; **Núñez-Delgado et al.**, 2002; **Vallejo et al.**, 2004; **Yu et al.**, 2007; **Zarabi y Jalali**, 2012a), aunque ninguna de las

publicaciones consultadas cuantifica las fracciones de N en un suelo calcáreo. Por tanto, los objetivos de nuestro estudio fueron:

- i) Examinar la lixiviación de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N orgánico en columnas de suelo inalterado bajo eventos de precipitación simulados en laboratorio tras la aplicación de purines en dosis de 170 kg de N (legislada por el RD 261/1996) y 510 kg N (triple de la legislada).
- ii) Evaluar temporalmente los procesos de mineralización, nitrificación y pérdidas de N en el suelo para las dosis de purín de cerdo usadas (dosis legislada y 3 x legislada) bajo condiciones de irrigación en un ambiente Mediterráneo semiárido.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1 Columnas de suelo experimentales y purines usados como enmienda

De la población de Doña Inés (zona de estudio 2), localizada en Lorca (provincia de Murcia), se recogieron las columnas de suelo inalterado de un Calcisol háplico (hipercálcico) (**WRB**, 2014) o Haplocalcid típico (**USDA**, 2014). En la Tabla 5.2.1 se presentan las propiedades y características edáficas del perfil de suelo.

Tabla 5.2.1. Media (y desviación estándar) de las propiedades del suelo de la zona de estudio (n=9).

Propiedades del suelo ¹	Profundidad suelo		
	0-20 cm	20-40 cm	40-65 cm
Densidad aparente (Mg m^{-3})	1,01 (0,17)	1,26 (0,24)	1,46 (0,24)
K (m s^{-1})	$2,87 (1,35) \times 10^{-7}$	$2,88 (1,57) \times 10^{-7}$	$2,99 (1,65) \times 10^{-7}$
pH	8,7 (0,1)	8,8 (0,1)	8,9 (0,2)
CE (dS m^{-1})	0,14 (0,01)	0,14 (0,02)	0,14 (0,02)
CaCO_3 (%)	56,2 (6,5)	61,6 (3,2)	61,3 (5,1)
C/N	12,6 (5,2)	12,8 (4,9)	12,2 (4,4)
Textura			
Arena (%)	25,9 (3,9)	30,2 (6,3)	27,1 (5,5)
Limo (%)	48,3 (3,9)	46,4 (5,4)	49,6 (3,4)
Arcilla (%)	25,8 (3,2)	23,4 (4,7)	23,3 (4,1)

¹ K: conductividad hidráulica saturada; CE: conductividad eléctrica.

Por limitaciones espaciales y por indisponibilidad de maquinaria agrícola en la zona de estudio 1 solamente se realizó la extracción de columnas en la zona de estudio 2. Los purines de cerdo usados en este estudio se recogieron de 3 puntos diferentes de una balsa de almacenamiento localizada en una explotación porcina de maternidad próxima al área de estudio. La aplicación de los purines en las columnas de lixiviación se llevó a cabo incorporándolos en los primeros 5 cm del suelo superficial. Se realizaron 3 réplicas para

cada una de las dosis seleccionadas: a) control (CT, sin aplicación de purines de cerdo), b) dosis baja de purín de cerdo (DB, equivalente a $170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, Directiva Europea 91/676/EEC y RD 261/1996) y c) dosis alta de purín de cerdo (DA=3xDB, equivalente a $510 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). En la Tabla 5.2.2 se pueden observar las propiedades físico-químicas de los purines de cerdo usados en el experimento.

Tabla 5.2.2. Media (y desviación estándar) de las propiedades físico-químicas del purín de cerdo (n=3).

Parámetro ¹	Purín de cerdo
Densidad (g mL^{-1})	1,04 (0,05)
pH	7,3 (0,1)
CE (dS m^{-1})	21,2 (0,2)
Humedad (%)	82,5 (0,1)
Materia seca (g L^{-1})	44,5 (0,1)
NTK (g L^{-1})	2,32 (0,09)
N-NH ₄ ⁺ (g L^{-1})	2,06 (0,09)
N-NO ₃ ⁻ (mg L^{-1})	38,8 (1,1)
CO (g L^{-1})	14,1 (0,4)
C/N	6,1 (0,9)

¹ CE: conductividad eléctrica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico.

5.2.2 Diseño experimental

Se recogieron 9 columnas de suelo inalterado en la zona de estudio 2, caracterizada por ser una zona agrícola con historia de cultivos de cereal. Para la extracción de las columnas se utilizó el método patentado ES2340834 de **Faz Cano et al.** (2011) y **Carmona et al.** (2012). Este método consiste en extraer columnas de suelo inalterado usando un cilindro de metacrilato de 55 cm de longitud, 15 cm de diámetro interno y 0,5 cm de grosor (Anexo Fotográfico, Figuras 2.2.1-2; 2.3.1-4) además de otros dispositivos y accesorios junto con una fuerza mecánica de origen manual. El adecuado diseño de sus componentes garantizó la obtención de muestras de suelo inalterado en condiciones que éstas no sufrieran modificaciones por compresión, percusión, alteraciones por desplazamiento o rotación del toma-muestras en el terreno, al avanzar en profundidad, ni perturbaciones por rugosidad del material a medida que la muestra de suelo se alojase en el toma-muestras y por consiguiente en el cilindro definitivo de envasado, transporte, almacenamiento y ensayo. La técnica de penetración del toma-muestras en el suelo, o más concretamente la penetración de la muestra en el toma-muestras, se adecuó a la resistencia que opuso el suelo a ser penetrado; nunca se aplicaron fuerzas axiales de penetración que por su valor excesivo pudieran alterar la correcta linealidad de penetración y que a su vez pudieran derivar en alteraciones en la estructura de la muestra. La longitud final de las columnas extraídas fue de 46 ± 3 cm. Además, en puntos adyacentes al suelo donde se extrajeron las columnas se recogieron cilindros de suelo inalterado (5 cm de diámetro y 5 cm de longitud) para realizar

el análisis de densidad aparente. Antes de iniciar el experimento en el laboratorio, todas las columnas fueron humedecidas con agua desionizada por capilaridad desde la base (Anexo Fotográfico, Figura 2.4.3). En la parte inferior de cada columna se adaptó un sistema de filtración con anillos concéntricos de plástico con un dispositivo que permitiese el drenaje de lixiviados y su paso a través de un embudo para ser recogidos en un recipiente apropiado (Anexo Fotográfico, Figura 2.6.3). Entre el suelo y el sistema de filtración se incluyó una capa drenante de 2 cm de arena de sílice lavada (0,25-0,30 mm de tamaño de partícula), sobre un papel de filtro Albet de 110 mm, para favorecer el frente de humectación y, por otro lado, evitar la obturación de los anillos por la arena y el suelo y así poder retener el material grueso (Anexo Fotográfico, Figura 2.4.2).

En la semana 0 (S0), las columnas de suelo fueron enmendadas manualmente con DB y DA de purín de cerdo. Desde la semana 1 (S1) hasta la semana 12 (S12), se simulaban semanalmente los eventos mensuales de lluvia acontecidos en la zona de estudio (promedio septiembre-agosto del año 2005 al año 2009, Fuente: Sistema de Información Agraria de Murcia). La simulación de los eventos de lluvia se realizó con una bomba peristáltica que suministraba 48 mL s^{-1} de agua desionizada (agente lixivante) a cada columna en los siguientes volúmenes (promedio septiembre-agosto 2005-2009): 1010; 383; 463; 351; 531; 312; 541; 515; 651; 185; 31,1 y 301 mL por columna (Anexo Fotográfico, Figuras 2.6.1-2). Un total de 13 eventos (aplicación de purines + 12 eventos de lluvia) que fueron realizados con la frecuencia de un evento de precipitación por semana (S1-S12), excepto S0 que fue cuando se aplicaron los purines. Tras cada evento de lluvia, los lixiviados se recogieron diariamente en vasos de precipitados. Las muestras de lixiviado procedentes de cada columna se filtraron con un filtro Millipore Millex-HV hidrofílico PVDF de $0,45 \mu\text{m}$. Una vez recogido todo el lixiviado semanal, a continuación se dividió en 2 fracciones, la primera fracción fue analizada en los días posteriores a su recolección y la segunda fracción fue preservada con ácido sulfúrico ($\text{pH} \leq 2$) según los métodos normalizados para el análisis de aguas (APHA, 1998). Ambas fracciones fueron refrigeradas a 5°C en viales de vidrio con la finalidad de poder llevar a cabo posibles repeticiones. También se recogieron muestras de suelo de los primeros 5 cm de la parte superior de la columna, antes de la aplicación de purín (S0) y previo a la simulación de los eventos de precipitación de S2-S12 con el fin de estimar las posibles transformaciones en el suelo superficial tras la aplicación de la enmienda y la simulación de los eventos de lluvia.

En el momento que se extrajeron las columnas de suelo inalterado en campo, además de los cilindros de suelo recogidos para la determinación de la densidad aparente, también se cogieron muestras del suelo adyacente a las mismas (del hoyo resultante de cada columna)

para realizar la caracterización inicial del suelo de las columnas y poder realizar posteriormente un balance de masas con el suelo final de cada columna al completarse el periodo de experimentación. Al inicio del experimento, la cantidad de suelo presente en las columnas se determinó considerando los valores de densidad aparente y la longitud de cada horizonte en la columna de suelo. Se seleccionaron 3 horizontes (0-20, 20-40 y >40 cm) en función de la profundidad de las columnas de suelo extraídas en campo que fue de 46 ± 3 cm, aunque como bien se ha comentado anteriormente en el capítulo 4 de la presente tesis, en esta zona de estudio el perfil de suelo presentó 75 cm de profundidad con 4 horizontes (Ap1, Ap2, Ck1 y Ck2). De modo parecido, al final del experimento se procedió a la ruptura de las columnas y la desintegración del suelo contenido en su interior, la cantidad de suelo presente en las mismas se separó según la longitud de los horizontes definida inicialmente y se cuantificó gravimétricamente para la posterior determinación de las fracciones de N, objeto de estudio. Cada muestra de suelo fue secada al aire y se pasó por un tamiz <2 mm antes de la realización de los análisis de laboratorio.

5.2.3 Métodos analíticos

Las propiedades físico-químicas de los purines y lixiviados se determinaron siguiendo las técnicas analíticas sugeridas por **APHA** (1998). En las muestras de lixiviados y suelo, nitrato y amonio se determinaron por espectrofotometría UV-visible según **Tabatabai** y **Bremner** (1972) modificado por **Nannipieri et al.** (1978). El N inorgánico (NI) fue la suma de N-NO_3^- y N-NH_4^+ . En los lixiviados, el N total soluble (NTS) se determinó mediante la oxidación con persulfato, y en suelo mediante el método Kjeldalh (NTK). El N orgánico (NO) en suelo se calculó por diferencia entre el NTK y N-NH_4^+ y en lixiviados mediante la diferencia entre el N total soluble y la suma de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$. En suelo, el nitrógeno total (NT) viene dado por la suma de NTK + N-NO_3^- y en lixiviados viene representado directamente por el N total soluble. La textura se determinó utilizando el método de la pipeta de Robinson (**Gee** y **Bauder**, 1986). En el suelo, el pH se midió en agua desionizada (1:2,5 p/v), así como la CE (1:5 p/v) y la determinación de carbonato de calcio equivalente según el método volumétrico del Calcímetro de Bernard. La determinación de la conductividad hidráulica saturada se realizó en el laboratorio durante el transcurso del experimento, con los datos registrados del volumen de agua recolectado, la capa de agua por encima del suelo de la columna, la altura del cilindro de suelo y el tiempo transcurrido.

5.2.4 Cálculos y Balance de Nitrógeno

El progreso de las curvas para las fracciones de N en los lixiviados y en el suelo superficial viene representado por las concentraciones de las fracciones de N determinadas directamente en los mismos, para cada semana del experimento. La acumulación (en mg) de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y NO en lixiviados se calculó mediante el sumatorio resultante de la multiplicación de la concentración de N-NO_3^- (análogamente N-NH_4^+ y NO) por el volumen de lixiviado recogido semanalmente durante el periodo de experimentación, desde S0 hasta S12.

La masa de N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI, NO y NT en purines, lixiviados y suelo se calculó multiplicando la masa o volumen por la concentración analítica registrada. La masa de estas fracciones en cada columna de suelo fue calculada separadamente para cada horizonte y posteriormente el sumatorio de los horizontes reprodujo la columna completa. El balance de masa de N se computó para N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI, NO y NT mediante la diferencia de masa presente al final y al inicio del experimento en el sistema suelo-purín-lixiviado para cada tratamiento por separado (Ecuaciones 1-3). Al inicio del experimento, la cantidad de N presente en el sistema correspondió a las muestras del purín de cerdo usadas en la aplicación y al suelo presente en la columna al comienzo. El conjunto de suelo inicial de las columnas viene representado por las muestras del suelo adyacente de cada horizonte de donde se extrajeron las columnas en campo. Por otra parte, al final del experimento la cantidad de N presente en el sistema correspondió al conjunto de suelo de la columna al final del ensayo (recogido mediante la destrucción y separación del suelo según los horizontes de las columnas), a los lixiviados y al suelo procedente de las extracciones semanales de la capa superior (0-5 cm) de cada columna de suelo.

$$(\text{Resultado del Balance})_{Ti} = (\text{Cantidad Final})_{Ti} - (\text{Cantidad Inicial})_{Ti} \quad (1)$$

$$(\text{Cantidad Inicial})_{Ti} = (\text{Suelo columnas})_{Ti} + (\text{Aplicado en purín})_{Ti} \quad (2)$$

$$(\text{Cantidad Final})_{Ti} = (\text{Suelo columnas})_{Ti} + (\text{Suelo superficial extraído})_{Ti} + (\text{Lixiviado})_{Ti} \quad (3)$$

Siendo T = control (CT) ó dosis baja (DB= 170 kg N) ó dosis alta (DA=510 kg N) de purines de cerdo e i = N-NO_3^- ó N-NH_4^+ ó NI ó NO ó NTK en las ecuaciones 1, 2 y 3.

Las ganancias o pérdidas de N se determinaron separadamente para N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI, NO y NT mediante la diferencia entre la cantidad (en mg) al final del experimento (suelo columnas final + suelo superficial extraído + lixiviados) y al inicio del experimento (suelo columnas inicial + purines de cerdo) (ecuaciones 1-3). La diferencia entre el NT final e inicial

representa el conjunto de pérdidas por volatilización y desnitrificación. Las ganancias o pérdidas de las fracciones de N (resultado del balance) nos dan una estimación de los procesos acontecidos en el sistema, incluyendo la mineralización de la materia orgánica, oxidación de N-NH_4^+ , pérdidas gaseosas y la inmovilización del N aplicado.

5.2.5 Análisis estadístico

El análisis estadístico de los resultados se realizó usando el software SPSS 17.0 para Windows. La distribución normal de los resultados se comprobó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Se realizó un test ANOVA de un factor para determinar si existían diferencias significativas entre tratamientos para las muestras semanales de lixiviados. La comparación de las medias se realizó con el test de Tukey ($P < 0,05$), ya que este test es robusto en la medida que no subestima la menor diferencia significativa (existe menor probabilidad de rechazar la hipótesis nula) cuando todos los grupos presentan un tamaño similar. La prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis se realizó para los resultados de las muestras de suelo de la capa superior de 0-5 cm que no satisficieron la asunción de normalidad (NTK, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI y NO). Para evaluar las interrelaciones entre las propiedades físico-químicas de interés tanto en las muestras de suelo como en lixiviados se utilizó el método para pruebas no paramétricas de Rho de Spearman (análisis de correlación lineal), considerándose los niveles de significancia $P < 0,05$, $P < 0,01$ y $P < 0,001$. Finalmente, la relación entre variables se estimó mediante un análisis de regresión múltiple ($Y = m_1X_1 + m_2X_2 + \dots + m_nX_n + b$) usando el método de pasos sucesivos para cuantificar la contribución de la propiedades que potencialmente afectan a los lixiviados y al suelo como NTK, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI y NO en suelo extraído (S2 y S12 sin acumular y acumulativo); NTK, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI y NO en purines y NTK, N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI NO, pH, CE, cationes y metales en lixiviados y suelo inicial (incluida textura y CO). La selección de variables fue realizada en base al test F para $P < 0,05$. Se comprobó que los residuales cumpliesen con la normalidad (test de Kolmogorov–Smirnov), linealidad y homocedasticidad. Para el análisis se usaron los coeficientes de determinación múltiple (R^2) y los valores estandarizados del coeficiente β . El coeficiente β es la estimación resultante del análisis realizado sobre las variables estandarizadas para obtener una varianza de 1, para determinar cuales de las variables independientes tienen una mayor influencia sobre la variable dependiente. Además, las variables con mayor coeficiente β contribuyen más con el modelo. Los coeficientes de determinación mostraron la variabilidad explicable del modelo usado.

5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.3.1 Volumen, conductividad eléctrica, pH y E_h en lixiviados

Los volúmenes de lixiviados recogidos (Figura 5.3.1.1A) equivalen al 60-70% del agua de precipitación simulada semanalmente para todas las columnas de suelo. Tras la aplicación del agua de precipitación, las columnas quedaron inundadas con una pequeña manta de agua por encima de la capa superficial del suelo que en varios minutos desaparecía, tardando hasta varios días en lixiviar toda el agua de precipitación aplicada. Para la semana 11 (S11, equivalente al promedio julio 2005-2009) no se recogieron lixiviados debido a la escasa cantidad de agua de precipitación simulada (31,1 mL).

Figura 5.3.1.1. Volumen, CE, pH y E_h de lixiviados procedentes de las columnas con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purines de cerdo y columnas sin aplicación (CT). P: agua de precipitación simulada.

Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). CE: conductividad eléctrica; E_h : potencial redox.

Los resultados del pH, CE y E_h en el agua desionizada utilizada como agente lixiviante durante el estudio son $5,9 \pm 0,8$; $940 \pm 730 \text{ mS m}^{-1}$ y $401 \pm 157 \text{ mV}$, respectivamente. Con respecto a los lixiviados recogidos semanalmente, los valores mínimo y máximo registrados para la CE durante el experimento son $0,23$ - $0,93$, $0,70$ - $1,23$ y $0,55$ - $1,51 \text{ dS m}^{-1}$ respectivamente para los tratamientos CT, DB y DA (Figura 5.3.1.1B). Según la Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (**Ayers y Wescot**, 1985; **Porta**, 2010) los valores obtenidos entran en el rango normal de CE para el agua de riego (0 - $3,0 \text{ dS m}^{-1}$). Con respecto a los valores iniciales de CE registrados para S0, las semanas posteriores (S1-S12) aumentan mostrando una tendencia creciente para la secuencia DA>DB>CT como consecuencia del alto nivel inicial de sales solubles presentes en el suelo y el purín de cerdo. El pH de los lixiviados recogidos oscila desde $7,0$ hasta $8,3$ (Figura 5.3.1.1C), no observándose variaciones significativas con los tratamientos ni con el tiempo de experimentación. Estos resultados en los lixiviados pueden estar influenciados y ser debidos al elevado contenido de CaCO_3 del suelo ($56,6$ - $61,6\%$). Los valores promedio de E_h en los lixiviados oscilan entorno a 241 ± 71 , 236 ± 48 y $220 \pm 31 \text{ mV}$ para CT, DB y DA respectivamente durante todo el experimento; el hecho de que sean positivos nos indica que en el sistema predominan los procesos oxidativos (Figura 5.3.1.1D).

5.3.2 Influencia de la aplicación de purines en la concentración de N-NH_4^+ y N orgánico de los lixiviados

Los cambios temporales en las concentraciones de N-NH_4^+ de los lixiviados se observan en la Figura 5.3.2.1A. Las concentraciones mínimas y máximas registradas durante el experimento oscilan desde $<0,01$; $0,01$ y $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ hasta $0,70$; $0,66$ y $0,69 \text{ mg L}^{-1}$ para CT, DB y DA correspondientemente. La cantidad de N-NH_4^+ lixiviado acumulado en las columnas CT y DB es similar durante el experimento y con cierta tendencia varía ligeramente con el tiempo, aunque no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos. Por otra parte, las columnas DA muestran una tendencia similar a las columnas CT y DB hasta S6; mientras que desde S6 hasta S12 se aprecia un crecimiento en las pérdidas de N-NH_4^+ por lixiviación debidas a la enmienda, las cuales son de tan sólo $0,22 \text{ mg}$ más en comparación con las columnas CT. Considerando que la aplicación de purines aportó 267 y 802 mg de N-NH_4^+ para DB y DA respectivamente, los resultados muestran que las pérdidas de N-NH_4^+ por lixiviación son insignificantes y no hay una diferencia destacable entre tratamientos. Los datos obtenidos coinciden con los establecidos por **Vinther et al.** (2006), en su estudio registraron una media de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ y un máximo de $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ en un suelo de arena con limo tras ser cultivado de cobertura vegetal. Otros investigadores como **Yu et al.** (2007) en un suelo franco arenoso obtuvieron un pico máximo de $3,4 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ 10 días después de la aplicación de 200

kg ha⁻¹ de urea. La máxima concentración encontrada en nuestro experimento es de 0,6 y 0,7 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ para DB y DA tras 84 (S12) y 70 (S10) días de estudio. La baja cantidad de N-NH₄⁺ perdida por lixiviación puede ser debida a varios factores: rápida oxidación de N-NH₄⁺ a N-NO₃⁻, baja mineralización, inmovilización microbiana, volatilización de NH₃ a pH alto o quizás debido a la adsorción de N-NH₄⁺ a los coloides del suelo. Las enmiendas orgánicas con una elevada relación C/N pueden inmovilizar N-NH₄⁺, retardando la oxidación y lixiviación de N-NH₄⁺ (**Kim et al.**, 2008), es por ello que es conveniente según estos autores incluir la relación C/N de la enmienda orgánica usada como otro parámetro más para mejorar la predicción del N disponible de las enmiendas en los suelos (**Lim et al.**, 2010). Las concentraciones de NO soluble (Figura 5.3.2.1B) toman valores comprendidos entre <0,1-14,5; 0,9-11,9 y 1,3-24,8 mg L⁻¹ para los tratamientos CT, DB y DA respectivamente. Las columnas DA muestran concentraciones de NO significativamente superiores a CT y DB desde S6 hasta S9, pudiendo deberse a la lixiviación del NO del purín que durante las primeras semanas quedase retenido por el suelo de la columna. Las concentraciones registradas de NO son de alrededor del 23%, 19% y 13% del N total soluble para CT, DB y DA respectivamente, y coinciden con los estudios llevados a cabo por **Vinther et al.** (2006) quienes registraron un 42-77% de NO en los lixiviados de un suelo tras una cosecha primaveral de cereal y un 6-9% en un suelo totalmente desnudo. Según **Christou et al.** (2005), el NO disuelto representa una fracción significativa del NTS en los suelos agrícolas y hasta cierto punto está influenciado por el manejo que reciben estos (tipo de cultivos practicados, sistema de labranza, cobertura vegetal, etc.).

5. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE N EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS

Figura 5.3.2.1. Progreso de las curvas y de la acumulación de N-NH_4^+ , NO y N-NO_3^- , en lixiviados. Líneas continua y discontinua: cantidad acumulada de N en el lixiviado de cada columna con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purines de cerdo y sin aplicación (CT). Símbolos: concentraciones de N en lixiviados. Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). NO: nitrógeno orgánico.

5.3.3 Influencia de la aplicación de purines en la concentración de N-NO_3^- de los lixiviados

El nitrato es un anión que prácticamente no sufre retención por el suelo (**Clay et al.**, 2004). Así como evidencia la composición de purín en la Tabla 5.2.2 ($38,8 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$), no se trata de un purín totalmente fresco (exento de nitratos), y por tanto, el pico de concentración correspondiente a estos es de esperar que salga relativamente pronto, con los primeros litros de lixiviado, atribuyéndose también una fracción de los N-NO_3^- lixiviados al propio suelo. No obstante, en el caso de las columnas enmendadas con purines, la mayor proporción del nitrato lixiviado proviene de la nitrificación progresiva del amonio de los purines, siendo el resultado final una elución de nitratos gradual. Los nitratos directamente aplicados al suelo se comportarían como un soluto no retenido, mientras que los nitratos generados a partir del amonio evidenciarían un cierto retraso con respecto al anterior. En la Figura 5.3.2.1C se puede observar cómo la aplicación de purines en las columnas de suelo aumenta la concentración de N-NO_3^- en los lixiviados en comparación con los resultados obtenidos en los lixiviados de las columnas CT, las cuales se mantienen estables desde S5 hasta el final del experimento, correspondiendo estos N-NO_3^- lixiviados al propio suelo (columnas CT). Las columnas DB muestran mayor concentración de N-NO_3^- en los lixiviados que las columnas DA desde S2 a S5, esto puede ser debido a pérdidas por desnitrificación después de la aplicación de purines en las columnas DA o probablemente debido a una asimilación microbiana de N-NO_3^- , aunque en general, la inmovilización microbiana de N-NH_4^+ prevalece sobre la de N-NO_3^- (**Drury et al.**, 1991; **Myrold y Posavatz**, 2007). Los cambios en las curvas de avance de N-NO_3^- pueden estar incluso vinculados a la presencia de caminos o caudales preferenciales no uniformes entre unas columnas y otras, pudiendo originarse una distribución no uniforme del lixiviado generado con el paso del agua de lluvia por la columna de suelo. **Hendrickx y Flury** (2001) definieron como caudales preferenciales a todos los fenómenos en los que el agua y los solutos se mueven a lo largo de determinados caminos sin pasar por una fracción de la matriz porosa. Tras un período inicial de posibles procesos de mineralización, la lixiviación de N-NO_3^- en las columnas enmendadas desde S7 hasta S12 aumenta hasta 39,0 y 95,6 mg para DB y DA en comparación con 3,15 mg en las columnas CT en este periodo de 6 semanas. Las diferencias significativas entre tratamientos (CT y DA) aparecen a partir de S8 y continúan hasta el final del experimento. Las normas de la **OMS** (2003), la Directiva 91/676/CEE y el RD 140/2003 para aguas subterráneas indican que el umbral de contaminación de recursos hídricos según distintas fuentes y de aguas subterráneas es de 50 mg L^{-1} de NO_3^- (ó $11,3 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO_3^-), siendo apta para el consumo una concentración de NO_3^- por debajo de 50 mg L^{-1} o incluso inferior a $44,3 \text{ mg L}^{-1}$ según el límite establecido por la **US EPA** (2004), no

suponiendo ningún riesgo para la salud. Con respecto a estas normas y viendo los resultados obtenidos, la aplicación de purines en suelo puede favorecer la contaminación por N-NO_3^- de aguas subterráneas poco profundas, aunque en la Región de Murcia la mayoría de acuíferos se sitúan entre 20 y 80 m de profundidad según el mapa de simulación de profundidad en metros por debajo de la superficie terrestre del nivel freático en España (**Miguez-Macho et al.**, 2013). Tras 12 semanas de estudio, las cantidades acumuladas de N-NO_3^- en los lixiviados son de 84 mg para CT, 164 mg para DB y 218 mg para DA, teniendo en cuenta que las cantidades de N-NO_3^- incorporadas inicialmente con el purín para las dosis CT, DB y DA fueron de 0, 5 y 15 mg, respectivamente. Por lo tanto, el suelo ha tenido una gran influencia en la transformación de las formas de nitrógeno y lixiviación de N-NO_3^- . El enriquecimiento de N-NO_3^- en los lixiviados puede deberse a la oxidación del amonio presente en el suelo y en los purines, e incluso a la mineralización de la materia orgánica, pues es sabido que una pequeña relación C/N del purín fomenta la mineralización de N sobre la inmovilización en suelos enmendados (**Hernández et al.**, 2013). Por medio de la descomposición de la materia orgánica, una enmienda orgánica sin estabilizar puede proporcionar más N que una enmienda estabilizada (**Hadas y Portnoy**, 1994), siendo el caso de los purines empleados en el experimento al ser relativamente frescos. Por otro lado, también se sabe que los coeficientes cinéticos de transformación de N-NO_2^- a N-NO_3^- son superiores a los coeficientes de la transformación de N-NH_4^+ a N-NO_3^- , por lo que es esta última cinética la que controla el proceso de nitrificación (**García-Sinovas et al.**, 2007). Como no es de esperar una retención de N-NO_2^- por el suelo, la explicación puede ser que ocurra una interacción entre este tipo de aniones y la materia orgánica soluble e incorporada en el suelo (**Brettar et al.**, 2002; **Clay et al.**, 2004). La curva de avance de N-NO_3^- es compleja; si se admite la presencia de picos diferenciados, estos pueden explicarse en base a la cinética de adsorción-desorción del N-NH_4^+ en el suelo, dado que el amonio disponible para la nitrificación permanece adsorbido en la columna aún cuando no existe N-NH_4^+ en el lixiviado, y la lenta desorción de N-NH_4^+ y su posterior transformación originando un segundo frente de elución de N-NO_3^- .

5.3.4 Influencia de la aplicación de purines en las fracciones de N del suelo superficial

La capa de suelo superficial de 0-5 cm, enmendada con purines de cerdo presenta diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de S2-S5 y de S10-S11 en las concentraciones de NTK tras la aplicación (Figura 5.3.4.1A), siendo los valores promedio durante el periodo S2-S12 de $485 \pm 30 \text{ mg kg}^{-1}$ (CT), $589 \pm 55 \text{ mg kg}^{-1}$ (DB) y $787 \pm 128 \text{ mg kg}^{-1}$ (DA). Dos semanas después (S2) de la aplicación de purines (S0) se aprecia un ligero aumento en la concentración de NTK para los tratamientos DA y DB y con el tiempo se observa como estas concentraciones de NTK tienden a disminuir paulatinamente como consecuencia de procesos de oxidación y mineralización de N junto con otros procesos que implican pérdidas de N a la atmósfera y transformaciones microbiológicas, los cuales tienen lugar conjuntamente. En la Figura 5.3.4.1, además de NTK, también se pueden contemplar los cambios temporales en el suelo superficial de NO, N-NH_4^+ , N-NO_3^- y NI.

Las concentraciones de NO para los tratamientos estudiados también presentan pocos cambios en los valores promedio registrados durante el experimento: $466 \pm 32 \text{ mg kg}^{-1}$ (CT), $567 \pm 50 \text{ mg kg}^{-1}$ (DB) y $733 \pm 74 \text{ mg kg}^{-1}$ (DA), siendo alrededor del 95% del NTK (Figura 5.3.4.1B). No se identifican entre tratamientos diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de NO durante todo el experimento excepto para S3, S4 y S11.

El N-NH_4^+ es considerado un ión muy poco móvil en suelo, siendo la capacidad de intercambio catiónico y la dosis de aplicación de amonio dos factores determinantes en su movimiento en los suelos. Según Li *et al.* (2003), tras una fertirrigación por goteo, el ión amonio se concentra mayoritariamente en la superficie (2,5-7,5 cm del origen de aplicación). En nuestro estudio, la concentración de N-NH_4^+ disminuye notablemente de S2 hasta S4 (Figura 5.3.4.1C), especialmente en las columnas DA; sin embargo, esta reducción de 225 mg no se contabiliza como N-NH_4^+ en los lixiviados recogidos, lo cual nos indica que la disminución en N-NH_4^+ es debida a la oxidación a N-NO_3^- o a la volatilización de NH_3 . Para N-NH_4^+ sólo se registran diferencias significativas entre CT y DA para S2, debiéndose a la aplicación de purines. Desde S0 a S2, las concentraciones de N-NO_3^- y N-NH_4^+ no muestran el aumento esperado en base a las dosis de purines aplicadas, presentando un aumento en N-NH_4^+ de tan solo 32 y 229 mg para DB y DA ($P < 0,05$; S2), menor que la cantidad suministrada con el purín aplicado (268 y 802 mg). Esto puede explicarse por una rápida volatilización y oxidación, ya que las medidas se realizaron 2 semanas después de la aplicación y homogeneización del purín con el suelo superficial de las columnas.

La intensidad de la nitrificación en la capa de suelo superficial es diferente en las columnas DB y DA (Figura 5.3.4.1D); las columnas DB alcanzan un máximo de nitrificación para S3 y posteriormente comienzan a disminuir durante 4 semanas hasta igualarse a las columnas CT. Contrariamente, las columnas DA muestran una elevada tendencia de nitrificación desde S7 hasta S12, que coincide con las más elevadas concentraciones de N-NO_3^- registradas en los lixiviados. Desde S8 hasta S12 se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos DB y DA para las concentraciones de N-NO_3^- , destacando una mayor nitrificación en las columnas enmendadas con dosis alta. Las diferencias entre los tratamientos pueden ser consecuencia de la irrigación y de las transformaciones del N en el suelo promovidas por la mayor dosis de purín aplicada. La Figura 5.3.4.1E representa los resultados de N inorgánico registrados durante las extracciones; significativamente se puede apreciar como en S2 la fracción predominante de N inorgánico es N-NH_4^+ y desde S4 hasta el final del experimento predomina la fracción N-NO_3^- , siendo esta última fracción posiblemente generada por la oxidación de N-NH_4^+ . La bibliografía consultada resalta que las mayores tasas de desnitrificación ocurren en la capa de 0-10 cm de suelo superficial (**Estavillo et al.**, 2002; **Svensson et al.**, 1991), siendo en esta capa donde existe mayor contenido de materia orgánica. En suelos húmedos también puede producirse la oxidación anaeróbica del amonio, en inglés denominada 'anammox', la cual ocurre cuando amonio es convertido directamente en N_2O y N_2 gas (**Hayatsu et al.**, 2008.; **Thomson et al.**, 2012). Además, N_2 y/o N_2O también pueden generarse a través de reacciones químicas entre el ácido nitroso (HNO_2) presente en la solución del suelo y materia orgánica del suelo, amonio, NH_2OH y compuestos que contengan grupos amino libres como aminoácidos, urea y aminas (**Cameron et al.**, 2012).

5. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE N EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS

Figura 5.3.4.1. Concentraciones de varias formas de N en la capa de suelo superficial de las columnas (0-5 cm) durante diferentes periodos de muestreo (mg N kg de suelo seco). Columnas con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purin de cerdo y sin aplicación (CT). Las barras de error denotan la desviación estándar (n=3). NTK: nitrógeno total Kjeldahl; NO: nitrógeno orgánico; NI: nitrógeno inorgánico.

5.3.5 Balance de nitrógeno y correlaciones entre propiedades

En la Tabla 5.3.5.1 se puede observar el resultado del balance de masa calculado utilizando las expresiones del apartado 5.2.4 de este capítulo para varias formas de N en cada tratamiento. En general, el resultado del balance es positivo para N-NO_3^- , indicando que existen ganancias derivadas de las transformaciones acontecidas en las columnas debido a la oxidación de N-NH_4^+ y mineralización de la materia orgánica del purín de cerdo (Daudén *et al.*, 2004). La mineralización del NO durante la percolación del agua también puede contribuir a la carga de N-NO_3^- total en las columnas de suelo (Stevens y Wannop, 1987).

Tabla 5.3.5.1. Balance de masa para varias formas de nitrógeno en columnas de suelo inalterado bajo condiciones no saturadas basado en valores promedio (n=3).

Tratamiento ¹	Cantidad Inicial		Cantidad Final			Resultado del Balance
	Suelo columnas	Aplicado en purín	Suelo columnas	Suelo superficial extraído	Lixiviado	
N-NO ₃ ⁻ (mg)						
CT	18,6	0,0	31,2	15,7	84,0	112,3
DB	15,5	5,0	53,3	24,8	163,7	221,3
DA	12,5	15,1	111,6	31,1	218,1	333,2
N-NH ₄ ⁺ (mg)						
CT	143,9	0,0	107,9	9,7	0,55	-25,8
DB	163,8	267,4	100,6	10,6	0,54	-319,5
DA	169,2	802,3	75,1	25,6	0,37	-870,4
N Inorgánico (mg)						
CT	162,5	0,0	139,1	25,4	84,6	86,6
DB	179,3	272,4	153,9	35,4	164,2	-98,2
DA	181,7	817,4	186,7	56,7	218,5	-537,2
N Orgánico (mg)						
CT	4472,8	0,0	3104,1	233,9	14,3	-1120,5
DB	4406,0	33,3	2878,8	277,0	22,0	-1261,5
DA	5087,2	99,8	1965,3	366,3	37,3	-2818,1
NT ² (mg)						
CT	4635,3	0,0	3243,2	259,2	98,9	-1034,0
DB	4585,3	305,7	3032,7	312,4	186,3	-1359,6
DA	5268,9	917,3	2152,0	423,0	256,2	-3355,0

¹ Columnas con dosis baja (DB=170 kg N) y dosis alta (DA=510 kg N) de purín de cerdo y sin aplicación (CT).

² NT: nitrógeno total.

Contrariamente, el resultado del balance para N-NH_4^+ , NO y NT es negativo para todos los tratamientos, poniendo de manifiesto que existen pérdidas por el sistema. Los déficits mencionados entran en el rango encontrado por los estudios realizados por Daudén *et al.* (2004) con dosis de aplicación de purines similares y pudiendo ser debidos a procesos de volatilización, inmovilización y fijación del N-NH_4^+ presente en los purines, incluyendo la

influencia externa de diversos factores ambientales. Para N inorgánico, el resultado del balance es positivo para el tratamiento CT y para los tratamientos con aplicación de purín el resultado es negativo, estando dominado por la volatilización de NH_3 y por la oxidación de N-NH_4^+ a N-NO_3^- .

El humedecimiento y secado semanal de las columnas es un factor que podría fomentar la ruptura de agregados estables en agua, desplegando nuevas superficies y sustratos para la mineralización microbiana que podrían proceder de los compuestos de N añadidos con el purín de cerdo (**Stevenson y Cole**, 1999). **Li et al.** (2007) encontraron una correlación positiva significativa entre el C orgánico y la mineralización de N con el pH del suelo y la materia orgánica, sugiriendo que el pH estimula la descomposición de la materia orgánica del suelo. **Christou et al.** (2005) también encontraron una correlación positiva significativa entre la cantidad de NO y N-NO_3^- en suelos agrícolas. Adicionalmente, en los suelos agrícolas durante el período de irrigación se generan considerables pérdidas de N por desnitrificación. En suelos agrícolas de cultivos de regadío altamente fertilizados se han reportado pérdidas por desnitrificación de hasta 20 g N m^{-2} (**Ryden y Lund**, 1980), aunque para otros autores las cifras reportadas son inferiores variando entre $<0,1$ y $1,2 \text{ g N m}^{-2}$ durante el periodo de vegetación (**Benckiser et al.**, 1986; **Bertelsen y Jensen**, 1992; **Myrold**, 1988). **Vallejo et al.** (2004) señalaron pérdidas de 4 g N m^{-2} en los 0-10 cm del suelo de microparcels experimentales transcurridos seis meses desde aplicación de purines en dosis de 495 kg N ha^{-1} , con una temperatura anual media de $13,5^\circ\text{C}$. La determinación del flujo de gases derivados de los procesos de desnitrificación se puede realizar mediante métodos directos como cromatografía de gases, marcaje con ^{15}N o incluso con el método de inhibición con acetileno, siendo este último método comúnmente utilizado debido a los costos más bajos y a su mayor sensibilidad (**Ryden y Rolston**, 1983). Por otro lado, un método indirecto para cuantificar las pérdidas por desnitrificación es el balance de ^{15}N (**Broadbent**, 1981), sin embargo, una sobrestimación de la desnitrificación por balance de ^{15}N puede ser atribuida a pérdidas distintas de desnitrificación, como las que tienen lugar durante la nitrificación (NO y NH_3) y también a posibles pérdidas de sustancias volátiles de las partes vegetativas de las plantas (**Farquhar et al.**, 1979; **Nelson**, 1982). En nuestro estudio, las pérdidas de N registradas son bastante superiores a 20 g N m^{-2} , pudiendo deberse a las temperaturas de trabajo acontecidas durante el experimento con máximas de $27\pm 5^\circ\text{C}$ y también al considerable volumen de agua de aplicación recibido por las columnas en un solo día durante 12 semanas de experimentación, ambos factores han podido intensificar simultáneamente los procesos de nitrificación y de desnitrificación.

Finalmente, se ha estudiado la influencia de las propiedades iniciales del suelo sobre los lixiviados totales recogidos al cabo de 12 semanas mediante correlaciones bivariadas. **Jiao et al.** (2004) encontraron que la carga de N-NO_3^- de los lixiviados se correlacionaba positivamente con la concentración de los mismos en el suelo, siendo indicativo del potencial de lixiviación hacia capas subsuperficiales de suelo. Contrariamente, en nuestro estudio se encuentra una correlación negativa ($R=0,44$; $P<0,05$), lo cual nos puede indicar que el aporte de N-NO_3^- de los lixiviados procede más propiamente de la mineralización de la materia orgánica y de la oxidación del amonio contenido en los purines. No se registran correlaciones significativas entre la textura del suelo y las diferentes fracciones de N lixiviadas, a diferencia de otros autores como **Zarabi y Jalali** (2012a) que obtuvieron sólo para la fracción N-NH_4^+ una correlación negativa con la arena ($R=0,75$) y una correlación positiva con la arcilla ($R=0,61$). En general, los suelos arenosos presentan menos posiciones disponibles de intercambio iónico frente los suelos arcillosos los cuales mejoran la retención de N-NH_4^+ . Ello explicaría la correlación negativa obtenida entre el calcio y amonio lixiviado ($R=0,65$; $P<0,01$). Por otra parte, Na y Mg total lixiviado se correlacionan positivamente y por igual con el N-NO_3^- y NI total lixiviado con $R=0,73$ ($P<0,01$) y $R=0,51$ ($P<0,01$), respectivamente. Con respecto a los metales extraíbles con DTPA como Cu y Zn y las fracciones de N, solamente se registra una correlación positiva entre DTPA-Zn en suelo y el N-NO_3^- acumulado en los lixiviados con $R=0,46$ ($P<0,05$). Para DTPA-Cu en suelo se observa una correlación positiva con las fracciones semanales lixiviadas de N-NO_3^- y NI por igual ($R=0,27$; $P<0,01$) y también con NTS ($R=0,24$; $P<0,01$).

Tabla 5.3.5.2. Valores predictivos y coeficientes de determinación múltiple (R^2) entre las propiedades de suelo, lixiviados y suelo superficial extraído de las columnas.

Ecuaciones ¹	R^2
$[\text{N-NO}_3^- \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S12}} = 31,14 + 0,70 [\text{N-NH}_4^+ \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S2}} - 0,37 [\text{NI (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S2}}$	0,97***
$[\text{N-NO}_3^- \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S12}} = 13,85 + 0,35 [\text{N-NH}_4^+ \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S2}}$	0,92***
$[\text{N-NO}_3^- \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S12}} = -24,04 + 0,10 [\text{NTK (mg kg}^{-1}\text{)}]_{\text{S2}}$	0,72*
$[\text{N-NO}_3^- \text{ (mg) Acumulado}]_{\text{S0-S12}} = 99,04 + 8,38 [\text{N-NO}_3^- \text{ (mg L}^{-1}\text{)}]_{\text{Purín}}$	0,75**
$\text{CE}_{\text{Lixiviado}} = 575,16 + 2,87 [\text{K}^+ \text{ (mg L}^{-1}\text{)}]_{\text{Lixiviado}} + 4,57 [\text{N-NO}_3^- \text{ (mg L}^{-1}\text{)}]_{\text{Lixiviado}}$	0,62***

¹ NI: nitrógeno inorgánico; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; CE: conductividad eléctrica. S0, S2 y S12: semana 0, 2 y 12.

*, ** y *** indican diferencias significativas para $P < 0,05$; $P < 0,01$ y $P < 0,001$.

La Tabla 5.3.5.2 presenta los resultados encontrados de la regresión múltiple utilizada para describir la relación entre las diversas formas de N. Las concentraciones de N-NH_4^+ , NI y NTK en la capa superficial del suelo explican entre el 72% y 97% de la variabilidad en las concentraciones de N-NO_3^- al cabo de 12 semanas de experimentación. También se encuentra una correlación significativa entre el N-NO_3^- del purín y la cantidad de N-NO_3^- acumulada en la capa superficial del suelo ($R^2=0,75$; $P < 0,01$). Por último, la CE de los lixiviados semanales recogidos se correlaciona con las concentraciones de los iones K^+ y N-NO_3^- con un P valor inferior a 0,001.

5.4 CONCLUSIONES

Las principales conclusiones derivadas de este estudio son las siguientes:

- (1) El estudio de las fracciones lixiviadas de N resulta totalmente coherente y permiten una interpretación del transporte multisoluto en base a procesos físicos y biológicos. Más del 60% del agua aplicada semanalmente lixivia a partir de los 46 ± 3 cm de profundidad del suelo en menos de una semana. La forma de N más móvil en los lixiviados es N-NO_3^- seguido de NO, esto confirma la importancia de los compuestos nitrogenados de naturaleza orgánica, siendo de especial relevancia considerarlos cuando se realizan balances de materia en los estudios del ciclo del N. Desde la semana 5, las concentraciones de N-NO_3^- en las columnas CT no superan el límite establecido por la Organización Mundial de la Salud y el RD 140/2003 ($11,3 \text{ mg L}^{-1}$); sin embargo, se debe prestar especial atención a los lixiviados procedentes de las columnas de 170 y 510 kg N ha^{-1} , ya que las concentraciones de N-NO_3^- exceden los límites establecidos. Las concentraciones de N-NH_4^+ en los lixiviados permanecen inferiores a 1 mg L^{-1} durante el tiempo que transcurre el experimento.
- (2) Desde la semana 0 hasta la semana 4 tiene lugar la lixiviación de los N-NO_3^- procedentes de la enmienda aplicada y del suelo y a partir de la semana 7 tiene lugar la lixiviación de los N-NO_3^- procedentes de la oxidación del N-NH_4^+ de la enmienda. El principal factor de riesgo que supone la aplicación de purines en suelo reside en el contenido inicial de N-NO_3^- pero especialmente en el elevado contenido de N-NH_4^+ seguido del contenido de materia orgánica. Por lo tanto, la aplicación de dosis legisladas de purines implica una fase crítica (semanas 3-11) en la que las pérdidas de N deben de ser evitadas mediante una apropiada planificación temporal que no coincida con precipitaciones abundantes o que coincida con la toma de nutrientes por las plantas o mediante la adición de un inhibidor de la nitrificación que ralentice la tasa de formación de nitratos. Una gestión ambiental consciente del sistema suelo-agua-planta con acciones apropiadas ayuda a predecir el efecto de las enmiendas nitrogenadas y así aumentar la sostenibilidad del sistema agrícola. Los estudios sobre la lixiviación de compuestos de N en países semiáridos son escasos a la vez que necesarios por el hecho de que la legislación aplicable abarca todos los países de la Unión Europea y con ellos una gran variedad de marcos edafológicos y es ahí donde radica la importancia de conocer en detalle la huella de la dinámica del N en suelos calcáreos en ambientes mediterráneos semiáridos.
- (3) La aplicación de purines proseguida de la aplicación semanal de agua de lluvia al sistema suelo fomenta los procesos de lavado, y junto con las temperaturas de trabajo acontecidas, ambos factores favorecen los procesos de mineralización de la

materia orgánica, la posible volatilización del NH_3 y las reacciones redox de nitrificación y desnitrificación, tanto en las columnas tratadas con dosis baja como en las columnas con dosis alta de purines. En las columnas control, el agua de lluvia aplicada también facilita dichos procesos aunque en menor grado. La dosis de purín de cerdo de 510 kg N ha^{-1} evidencia ganancias y pérdidas de N tan solo ligeramente superiores a la dosis de purín de 170 kg N ha^{-1} . Ambas dosis de aplicación requieren de una adecuada planificación temporal con el fin de aprovechar los nutrientes liberados dado que el resultado del balance neto compromete pérdidas de N orgánico e inorgánico, incluso sería conveniente estudiar la actividad de los microorganismos implicados en todos los procesos de N mencionados.

Capítulo 6

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS DE PURINES

Capítulo 6. DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS DE PURINES

RESUMEN

La aplicación de purines en suelo como enmienda es una práctica tradicional y es por ello que para evitar riesgos ambientales las dosis de purines pueden estar reguladas. Este capítulo evalúa la dinámica de N en 2 suelos calcáreos enmendados con dosis legisladas por el RD 261/1996 (170 kg N, D1) y dosis elevadas (1700 kg N, D2=10xD1) de purines e incubados durante 300 días en condiciones aerobias. Los procesos de nitrificación aumentan al final de la incubación (39-45 y 154-285 mg kg⁻¹ de suelo en Control/D1 y D2). La mineralización neta de N resulta similar en ambos suelos (24-36 mg kg⁻¹), aunque es negativa para el suelo 1-D2 (-72 mg N kg⁻¹). Se considera que el tipo de suelo es un factor significativo en los procesos de nitrificación, obteniéndose tasas superiores en el suelo con mayor contenido de carbonato cálcico y sin efectos sobre los procesos de amonificación. Por lo tanto, las dosis legisladas en comparación con el suelo sin aplicación de purines podrían considerarse como dosis equilibradas. Por el contrario, las dosis elevadas reflejan los procesos potenciales de N que están influenciados por el contenido de carbonatos y la salinidad del suelo enmendado.

6.1 INTRODUCCIÓN

Durante los últimos 10 años España ha contribuido con un 16-18% a la producción porcina de la Unión Europea con aproximadamente 26 millones de cabezas de ganado por año (Eurostat, 2010). Con dicho número de animales, la ganadería porcina intensiva genera cerca de 4 millones de toneladas de purín cada año (cantidad estima desde el Real Decreto 324/2000). La disposición y manejo de cantidades tan grandes de subproductos ganaderos suponen tanto un desafío como un progreso ambiental. Actualmente, la valorización agronómica de purines como fertilizante orgánico sigue siendo una elección atractiva debido al gran coste que suponen tecnologías alternativas, las cuales no son del todo rentables en España (Martínez y Burton, 1998). El uso de purines como enmienda en suelo está probado que es un modo seguro y efectivo de proporcionar nutrientes como N y P a las plantas (Gilly y Eghball, 2002), también mejora la estructura y las propiedades biológicas y físicoquímicas del suelo, aumentando su capacidad de campo, estabilidad de agregados y activando la biomasa microbiana (Ayuso *et al.*, 1996). Sin embargo, estas prácticas de reciclado de nutrientes requieren un seguimiento exhaustivo debido a que un inapropiado manejo o vertido accidental podría conllevar efectos negativos tanto sociales o medioambientales incluyendo emisiones de gases de efecto invernadero, contaminación de suelos y aguas, eutrofización de aguas y riesgos de degradación del suelo. En la Unión Europea, la cantidad máxima de purín de cerdo que puede ser aplicada en los suelos localizados en áreas vulnerables a la contaminación por nitratos no debe exceder de 170 kg de N por hectárea y año (Directiva 91/676/CEE). Según Azeez y Averbeké (2010) y Burger y Venterea (2008), la calidad enmendante de los estiércoles varía dependiendo de factores tales como el manejo de la explotación, edad, dieta, metabolismo, agua ingerida y sexo de los animales. Las aplicaciones de purín de cerdo pueden alterar la dinámica de los procesos potenciales de N en el suelo (mineralización, inmovilización y desnitrificación) (Burger y Venterea, 2008). La mineralización del N del purín en el suelo es un complejo proceso de conversión desde las formas de N orgánico a las formas de N inorgánicas como NH_4^+ y NO_3^- , las cuales son asimilables por las plantas. Simultáneamente, la inmovilización de N puede ocurrir cuando las formas inorgánicas son transformadas en orgánicas por acción de los microorganismos (Hernández *et al.*, 2002).

El estudio de la dinámica de N en suelos enmendados con purín bruto, compostado o digerido o con lodos ha sido llevado a cabo en muchos ensayos de incubación (Alburquerque *et al.*, 2011; Bertrand *et al.*, 2007; Burger y Venterea, 2008; Guerrero *et al.*, 2007; Plaza *et al.*, 2004; Saviozzi *et al.*, 1997). Algunos de los efectos reportados han sido incrementos iniciales de pH y CE, aumentos iniciales seguidos por rápidos descensos en los valores de N-NH_4^+ , tendencia contraria en los valores de N-NO_3^- , nula o muy baja

acumulación de N-NH_4^+ y diferentes tasas de mineralización dependiendo del manejo que han recibido las enmiendas orgánicas inicialmente.

El tipo de suelo también podría afectar a la dinámica del N tras la aplicación de enmiendas orgánicas. Una elevada mineralización de N es exhibida en suelos con elevado contenido de arcillas (**Benítez et al.**, 1997; **Cabrera et al.**, 2005). Una baja relación C/N del purín puede favorecer la mineralización de N sobre la inmovilización en suelos enmendados (**Hernández et al.**, 2013). **Bernal et al.** (1991) reportaron que el carbonato cálcico del suelo estabiliza el carbono orgánico y lo hace más inaccesible al ataque microbiano. Sin embargo, concentraciones elevadas de carbonatos y un pH del suelo de neutro a ligeramente alcalino pueden mejorar la actividad microbiana e incrementar la mineralización de N (**Adams y Adams**, 1983). Concretamente, **Yousif y Mubarak** (2009) reportaron que en suelos con pH entre 7-8 se incrementó el crecimiento y actividad de organismos nitrificantes autótrofos. Sin embargo, según **Zarabi y Jalali** (2012b) la concentración de carbonatos y un pH alcalino no pareció influir en los procesos de amonificación. **Bertrand et al.** (2007) plantearon la hipótesis de que elevadas concentraciones de CaCO_3 y por tanto un pH del suelo ligeramente alcalino podrían aumentar la mineralización de N promovida por la actividad de microorganismos. Incluso existen varios estudios que tratan sobre el efecto de enmiendas orgánicas en suelos de tipo calcáreo (por ejemplo **Bernal et al.**, 1991; **Bertrand et al.**, 2007; **Hernández et al.**, 2002; **Zarabi y Jalali**, 2012b), sin embargo, existe todavía poca información sobre la importancia del carbono inorgánico en suelo y su efecto sobre la mineralización de N. En realidad, cuando un suelo es rico en carbonatos, la presencia de los mismos debe de ser considerada cuando se estudia la formación de la estructura del suelo y la dinámica de la materia orgánica debido a su gran influencia sobre la materia orgánica y la estabilización de macroagregados (**Fernández-Ugalde et al.**, 2011).

Según los últimos hallazgos, se estima que un aumento en el contenido de carbonato cálcico puede incrementar la mineralización de N en suelos enmendados por una mejora de la actividad microbiana debida a mayores valores de pH. Por tanto los objetivos de este estudio fueron:

- i) Determinar, bajo condiciones de laboratorio, la influencia de las características de un suelo (según su contenido en carbonatos) en la dinámica de N sobre las tasas de transformación y desde un punto de vista cuantitativo determinar la dinámica de N en suelos enmendados con dosis legisladas y cantidades excesivas de purín bruto. La aplicación de cantidades excesivas de purín bruto puede representar un escenario de prácticas inusuales y/o vertidos directos, con efectos sobre el suelo que necesitan ser identificados y tratados para un adecuado control.

- ii) Estudiar la cinética de las transformaciones de las concentraciones de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y N-inorgánico en suelo durante 300 días de incubación.
- iii) Evaluar los procesos de amonificación, nitrificación e inmovilización con el tiempo para cada dosis y según el contenido de CaCO_3 del suelo.

6.2 MATERIALES Y MÉTODOS

6.2.1 Suelos y enmienda usada

Se llevó a cabo un diseño factorial completamente al azar 2x3 (dos suelos y dos dosis de aplicación además de un control). El efecto de la aplicación de purines en el suelo con el tiempo se realizó mediante muestreos periódicos (tiempo de incubación como factor entre-sujetos). Durante los últimos años, los suelos 1 (S1) y 2 (S2) estuvieron plantados de cultivos de cereal y se localizan en La Hoya (37° 43' 38" N, -1° 34' 12" W) y en Doña Inés (37° 55' 27" N, -1° 49' 37" W), respectivamente, como se explicó al inicio de la presente tesis. El clima en ambas zonas es semiárido Mediterráneo con una temperatura media anual de 15°C y una precipitación anual media de 300 mm. Ambos suelos, seleccionados para el ensayo, son calcáreos y con dispares contenidos de carbonato cálcico: el suelo 1 es un Torriorthent típico (**USDA**, 2014) o Regosol calcárico (árico) (**WRB**, 2014), con 33% de CaCO_3 , textura franco-limosa (20% arena, 60% limo y 20% arcilla), densidad aparente 1,18 t m⁻³, 45% capacidad de campo, 1,21% MO y pH 7,9. El suelo 2 es un Haplocalcid típico (**USDA**, 2014) o Calcisol háplico (hipercálcico) (**WRB**, 2014) con un 75% de CaCO_3 , textura franco-limosa (22% arena, 51% limo y 27% arcilla), densidad aparente 1,08 t m⁻³, 44% de capacidad de campo, 1,34% MO y pH 8,4. Las muestras de suelo se recogieron de 6 puntos al azar de los 30 cm superficiales (capa arable) para formar una muestra compuesta, a continuación se pasaron por un tamiz de <2 mm y se conservaron a 4°C hasta que se inició la incubación. Las muestras de purín de cerdo procedieron de una granja de cerdas reproductoras situada en Doña Inés, con un muestreador se recogieron 3 submuestras de la balsa de acumulación que previamente fue agitada para homogeneizar, a continuación las submuestras se mezclaron para formar una muestra compuesta y se refrigeraron a 4°C. De la muestra compuesta de purín se tomaron 3 submuestras para ser analizadas y conocer sus principales características físico-químicas (Tabla 6.2.1.1).

Tabla 6.2.1.1. Características físico-químicas del purín de cerdo seleccionado y sus dosis de aplicación en el suelo 1 (S1) y el suelo 2 (S2). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Parámetro ¹	Purín de cerdo
CE (dS m ⁻¹)	16,4 (0,03)
pH	7,6 (0,01)
E _h (mV)	-421 (16)
Materia seca (g L ⁻¹)	106 (1)
NTK (g L ⁻¹)	5,30 (0,22)
N-NH ₄ ⁺ (g L ⁻¹)	3,16 (0,31)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	92,9 (8,8)
N-Organico (g L ⁻¹)	2,14 (0,52)
CO (g L ⁻¹)	40,2 (4,1)
C/N	7,6 (1,1)
C _{sol} (mg L ⁻¹)	2132 (204)
N _{sol} (mg L ⁻¹)	2245 (114)
Ureasa (mol NH ₄ ⁺ L ⁻¹ h ⁻¹)	112 (6)
Proteasa (mol NH ₄ ⁺ L ⁻¹ h ⁻¹)	< LD
Dosis de aplicación	mL kg ⁻¹ suelo
CT (control): suelo sin enmendar	0
D1: suelo enmendado con 170 kg NT por hectárea y año	13,6 (S1) / 14,9 (S2)
D2: suelo enmendado con 1700 kg NT por hectárea y año	136,2 (S1) / 148,6 (S2)

¹ CE: conductividad eléctrica; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico; C_{sol}: carbono soluble; N_{sol}: nitrógeno soluble. <LD: por debajo del límite de detección.

6.2.2 Diseño experimental

El ensayo de incubación fue llevado a cabo con 3 réplicas de cada suelo por dosis y con las siguientes dosis de aplicación de purín de cerdo: Dosis 1 (D1) – Cantidad legislada equivalente a la máxima cantidad de N que puede ser aplicado en el suelo según establece la Directiva 91/676/EEC en áreas vulnerables y RD 261/1996; Dosis 2 (D2) – 10 veces mayor que D1; y Control (CT) suelo sin aplicación de purín. En la Tabla 6.2.1.1 se muestra la cantidad de purín bruto utilizada para enmendar los suelos. Las diferencias entre las mismas dosis de aplicación son debidas a los distintos valores de densidad aparente que presentaba cada suelo, teniendo en cuenta que el valor umbral de la legislación se expresa según esto. La mayor dosis, D2, fue seleccionada para simular un escenario con un manejo inadecuado o sobre el que se ha realizado un vertido de purines, ambas situaciones, intencionada o accidentalmente pueden ocurrir en la práctica. Se ha forzado el ecosistema con el fin de observar los posibles efectos de dosis excesivas y establecer la magnitud de éstos según el tipo de suelo.

Suelo y purín fueron mezclados homogeneamente en viales de polietileno y estuvieron aeróbicamente incubados durante 300 días al 55% de capacidad de campo a 25°C. Los

niveles de humedad se mantuvieron gravimétricamente cada 3 días usando agua desionizada. Se realizaron extracciones de suelo con el fin de monitorizar la evolución de N-NH_4^+ , N-NO_3^- y actividades enzimáticas los días 0 (transcurridas 6 horas tras mezclar), 1, 4, 7, 12, 15, 20, 31, 40, 61, 70, 82, 90, 116, 140, 170, 201, 230, 262 y 300. El suelo que se retiraba en cada extracción se contabilizaba para mantener el nivel de humedad del suelo. Otros parámetros como C orgánico total, N Kjeldahl, pH, E_h , CE y C y N de la biomasa microbiana (CBM y NBM) fueron determinados sólo al inicio y al final de la incubación. En el tercer apartado del Anexo Fotográfico se pueden contemplar las fotografías de detalle de este ensayo de incubación.

6.2.3 Métodos analíticos

La textura del suelo fue determinada usando el método de la pipeta de Robinson combinado con tamizado (**Gee y Bauder**, 1986). La capacidad de campo se midió mediante los métodos descritos por **Forster** (1995). El pH y E_h fueron medidos en agua desionizada (1:2,5 p/v) mientras que la CE fue medida en una solución 1:5 de suelo-agua. El CO fue determinado mediante el método de oxidación con dicromato potásico (**Walkley y Black**, 1934) y el NTK se determinó por el método Kjeldahl descrito por **Duchaufour** (1970). Las concentraciones de N-NH_4^+ y N-NO_3^- fueron determinados mediante espectroscopia UV-visible en un extracto de KCl 2M (1:10 p/v) (**Keeney y Nelson**, 1982; **Sempere**, 1993; **Kandeler et al.**, 1999). El N inorgánico es la suma de N-NO_3^- y N-NH_4^+ y los resultados de N orgánico en el suelo resultan de restar el N-NH_4^+ al NTK. La actividad ureasa fue determinada según el método de **Tabatabai y Bremner** (1972) modificado por **Nannipieri et al.** (1978). La actividad proteasa se analizó siguiendo el método de **Ladd y Butler** (1972), modificado por **Bonmatí et al.** (1988). Finalmente, el C y N de la biomasa microbiana (CBM y NBM) fueron determinados por el método de fumigación-extracción (**Vance et al.**, 1987) y el extracto resultante con 0,5M K_2SO_4 de la fracción no fumigada proporcionó los valores de C y N soluble (C_{sol} y N_{sol}).

6.2.4 Procesamiento de datos y análisis estadístico

Todos los resultados fueron sometidos a un test de Grubbs para detectar datos discrepantes, posteriormente se comprobó la normalidad de los mismos usando el test de Kolmogorov–Smirnov. La mineralización neta del N inorgánico se calculó restando el contenido de N inorgánico en suelo del día 0 a la cantidad presente en el suelo tras “t” días de incubación, expresada como mg de N inorgánico por kilogramo de suelo seco. La acumulación neta de nitrificación y amonificación fue calculada de manera análoga con los resultados de N-NO_3^- y N-NH_4^+ . Por tanto, valores de acumulación positivos de N-NO_3^- , N-NH_4^+ y NI indican un aumento en la concentración de cada forma concreta de N bajo la

incubación, mientras que valores negativos indican una disminución en la concentración de dichas formas de N bajo la incubación. Se realizó un test ANOVA de un factor para detectar diferencias entre dosis para cada suelo y día muestreado (inicio y final). La comparación de las medias se realizó con el test de Tukey ($P < 0,05$), ya que este test es robusto en la medida que no subestima la menor diferencia significativa (existe menor probabilidad de rechazar la hipótesis nula) cuando todos los grupos presentan un tamaño similar. También se realizó un test ANOVA de medidas repetidas a las propiedades relacionadas con la dinámica de N, con la incubación de muestras de suelo extraídas a diferentes tiempos como factor entre-sujetos y con las dosis como factor intra-sujetos. Para determinar el efecto de la incubación (al inicio y al final del ensayo) sobre las propiedades del suelo, los datos fueron analizados con un test t apareado, separadamente para cada suelo y dosis. Igualmente se determinaron las correlaciones mediante el test paramétrico de Pearson entre las propiedades del suelo iniciales (día 0) y finales (día 300). Para estimar las pérdidas y ganancias de las diferentes formas de N transcurridos 300 días de incubación se realizó un balance de N restando los resultados de N-NO_3^- , N-NH_4^+ , NI, NO y NBM entre el día 0 y el día 300, separadamente para cada suelo y dosis. Los análisis estadísticos se realizaron usando el software SPSS 17.0 para Windows. Los valores de mineralización neta de N (N_{min}) para los diferentes suelos y dosis se ajustaron frente al tiempo usando para ello diferentes modelos cinéticos. Para determinar cuál era el mejor ajuste, se utilizaron como indicadores los coeficientes de correlación (R^2) y la asunción de que los residuos deben seguir una distribución normal. Los ajustes se efectuaron usando el programa SigmaPlot 10.0.

6.3 RESULTADOS

6.3.1 Propiedades físico-químicas y bioquímicas del suelo

Los cambios en las propiedades físico-químicas de los suelos enmendados con purines se pueden observar en la Tabla 6.3.1.1. Transcurridos 300 días de incubación la mayoría de propiedades de los tratamientos D1 y CT muestran valores similares. Como patrón general, no se encuentran cambios significativos en el pH tras la incubación para ninguna de las dosis de aplicación. La CE y CO muestran los mayores valores significativos para D2 para ambos suelos al inicio y al final del ensayo. La aplicación de purín de cerdo aumenta significativamente el contenido de NTK en ambos suelos y muestreos, principalmente debido al contenido de N del purín aplicado. La relación C/N no muestra diferencias significativas entre tratamientos excepto para el suelo 2 día 300, con valores para D2 significativamente más elevados que para CT. El C_{sol} es una de las propiedades más intensamente afectadas por la incubación, mostrando una disminución significativa con la incubación en la mayoría

de casos. Los resultados de N_{sol} también descienden (aunque no significativamente) con el tiempo en CT para S1 y S2.

Tabla 6.3.1.1. Propiedades físico-químicas de los suelos el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Propiedad del Suelo ¹	Suelo 1						Suelo 2					
	Día 0 ^a			Día 300 ^{a,b}			Día 0 ^a			Día 300 ^{a,b}		
	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c
Humedad (peso seco) (%)	13,6 (1,4)	12,7 (1,0)	15,0 (0,4)	14,4 (1,1)	14,9 (1,1)**	15,5 (0,8)	11,9 (2,0)	12,1 (1,9)	14,7 (2,1)	14,1 (2,2)**	12,4 (2,0)	14,9 (1,1)
pH	7,8 (0,1) ^b	7,7 (0,1) ^a	7,7 (0,1) ^a	7,7 (0,1)	7,8 (0,12)*	7,7 (0,1)	8,5 (0,1)	8,2 (0,1)	8,2 (0,2)	8,3 (0,1) ^C	8,1 (0,1) ^{B**}	7,8 (0,1) ^A
CE (dS m ⁻¹)	2,12 (0,03) ^a	2,20 (0,04) ^a	2,32 (0,06) ^b	2,13 (0,06) ^a	2,13 (0,03) ^{a*}	2,28 (0,00) ^b	0,17 (0,01) ^A	0,22 (0,01) ^A	0,53 (0,13) ^B	0,23 (0,02) ^{A**}	0,31 (0,01) ^{B**}	0,78 (0,05) ^{C*}
E _h (mV)	171 (2) ^b	161 (7) ^b	147 (5) ^a	162 (9)	157 (1)	160 (1) [*]	169 (6) ^B	160 (10) ^B	116 (1) ^A	138 (3) ^{A**}	148 (4) ^B	162 (2) ^{C***}
CO (g kg ⁻¹)	7,1 (3,4) ^a	7,3 (0,1) ^a	13,8 (2,7) ^b	8,8 (1,0) ^a	8,1 (0,1) ^{a*}	12,1 (1,5) ^b	9,6 (1,4) ^A	10,7 (1,3) ^A	21,6 (5,0) ^B	7,3 (0,4) ^A	10,3 (1,7) ^B	13,6 (0,9) ^C
NTK (g kg ⁻¹)	0,73 (0,03) ^a	0,81 (0,06) ^a	1,26 (0,18) ^b	0,73 (0,06) ^a	0,84 (0,11) ^{ab}	0,99 (0,07) ^{b*}	0,76 (0,04) ^A	0,83 (0,01) ^A	1,57 (0,28) ^B	0,76 (0,14) ^A	0,85 (0,13) ^{AB}	1,09 (0,13) ^B
C/N	9,6 (4,2)	9,1 (0,6)	10,9 (0,7)	12,0 (0,4)	9,8 (1,3)	12,2 (1,1)	12,6 (1,17)	12,9 (1,4)	13,7 (0,7)	9,8 (1,5) ^A	12,1 (0,9) ^{AB}	12,5 (0,6) ^B
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	20,7 (3,4) ^a	23,9 (8,6) ^a	235,0 (67,3) ^b	11,2 (2,8) [*]	8,3 (2,8) [*]	9,3 (1,3) [*]	17,1 (7,6) ^A	25,0 (0,1) ^A	261,0 (99,8) ^B	8,5 (3,7)	9,1 (1,1) ^{**}	11,0 (0,9) [*]
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	21,9 (0,9)	42,7 (13,3)	36,7 (7,0)	64,7 (8,6) ^a	82,2 (0,2) ^{a*}	191,0 (28,4) ^{b**}	14,7 (6,6)	47,8 (4,0)	72,3 (30,3)	59,4 (1,0) ^{A**}	96,0 (9,4) ^{B**}	358,0 (18,4) ^{C*}
N-Orgánico (g kg ⁻¹)	0,71 (0,03) ^a	0,79 (0,05) ^a	1,03 (0,11) ^b	0,72 (0,06) ^a	0,83 (0,11) ^{ab}	0,98 (0,07) ^b	0,74 (0,04) ^A	0,81 (0,01) ^A	1,30 (0,18) ^B	0,75 (0,14) ^A	0,84 (0,13) ^{AB}	1,08 (0,13) ^B
C _{sol} (mg kg ⁻¹)	210 (93,4) ^a	283 (72,5) ^{ab}	504 (140) ^b	47,7 (7,0) ^a	52,4 (6,1) ^{a*}	95,1 (12,3) ^{b*}	247 (78,0) ^A	395 (87,8) ^A	722 (97,6) ^B	57,9 (3,7) ^A	78,6 (10,9) ^{A*}	109 (15,7) ^{B*}
N _{sol} (mg kg ⁻¹)	36,8 (8,4)	44,5 (8,2)	64,5 (21,6)	32,9 (6,9) ^a	46,4 (3,2) ^a	93,2 (23,7) ^b	40,7 (4,5) ^A	46,0 (6,4) ^A	80 (21,7) ^B	36,6 (15,6) ^A	60,9 (23,2) ^A	169 (52,4) ^B

¹ CE: conductividad eléctrica; NKT: nitrógeno total Kjeldahl; CO: carbono orgánico total; C_{sol}: carbono soluble; N_{sol}: nitrógeno soluble.

^a CT (control): suelo sin enmendar; D1: suelo enmendado con 170 kg N; D2: suelo enmendado con 1700 kg N.

^b test t apareado para el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final) para cada suelo y tratamiento. *, ** y *** indican diferencias significativas para P<0,05; P<0,01 y P<0,001, respectivamente.

ns: no significativo.

^c Para cada parámetro en cada suelo y día muestreado, medias con diferentes letras (minúsculas para suelo 1 y mayúsculas para suelo 2) son significativamente diferentes entre tratamientos (P<0,05). La ausencia de letra(s) significa que no existen diferencias significativas.

Tabla 6.3.1.2. Propiedades bioquímicas y carbono y nitrógeno soluble de los suelos el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final). Valores medios (y desviación estándar) (n=3).

Propiedad del Suelo ¹	Suelo 1						Suelo 2					
	Día 0 ^a			Día 300 ^{a,b}			Día 0 ^a			Día 300 ^{a,b}		
	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c	CT ^c	D1 ^c	D2 ^c
CBM (mg kg ⁻¹)	225 (82,7)	266 (38,1)	321 (163)	186 (30,5) ^a	279 (57,8) ^{ab}	387 (94,4) ^b	342 (110)	378 (63,8)	458 (103)	246 (28,0)	286 (73,1)	337 (42,8)
NBM (mg kg ⁻¹)	25,8 (4,8) ^a	29,8 (7,7) ^a	60,5 (4,8) ^b	28,1 (6,5) ^a	40,8 (6,3) ^{ab}	65,4 (16,8) ^b	27,6 (7,8) ^A	43,5 (5,8) ^{AB}	64,9 (16,5) ^B	24,8 (9,4)	32,1 (12,9)	48,0 (17,9)
CBM/NBM	8,53 (1,73)	6,87 (2,02)	9,21 (2,04)	7,03 (2,29)	5,4 (3,04)	6,08 (1,77)	12,65 (3,21)	11,15 (4,77)	8,9 (2,46)	10,36 (5,73)	7,11 (0,6)	7,95 (3,91)
Ureasa (μmol NH ₄ ⁺ g ⁻¹ h ⁻¹)	2,28 (0,01) ^a	3,61 (1,06) ^a	18,3 (6,0) ^b	0,43 (0,18)**	0,38 (0,09)*	1,16 (0,48)*	4,35 (1,06) ^A	5,35 (0,62) ^A	22,4 (9,1) ^B	0,60 (0,10)*	0,55 (0,22)**	1,75 (0,74)
Proteasa (μmol NH ₄ ⁺ g ⁻¹ h ⁻¹)	1,15 (0,45) ^a	2,13 (0,49) ^b	3,40 (0,10) ^c	< LD*	< LD*	< LD***	1,14 (0,10) ^{AB}	1,04 (0,25) ^A	1,65 (0,33) ^B	< LD**	< LD*	< LD*

¹ CBM: carbono de la biomasa microbiana; NBM: nitrógeno de la biomasa microbiana.

^a CT (control): suelo sin enmendar; D1: suelo enmendado con 170 kg N; D2: suelo enmendado con 1700 kg N.

^b test t apareado para el día 0 y el día 300 de incubación (inicio y final) para cada suelo y tratamiento. *, ** y *** indican diferencias significativas para P<0,05; P<0,01 y P<0,001, respectivamente.
ns: no significativo.

^c Para cada parámetro en cada suelo y día muestreado, medias con diferentes letras (minúsculas para suelo 1 y mayúsculas para suelo 2) son significativamente diferentes entre tratamientos (P<0,05). La ausencia de letra(s) significa que no existen diferencias significativas.

Los resultados de CBM y NBM muestran un claro patrón con las dosis y el tiempo de incubación (Tabla 6.3.1.2). Inicialmente (día 0), los valores de CBM son superiores para S2 frente a S1 en la secuencia D2>D1>CT, mostrando para S1 una disminución significativa en D2 con respecto CT al final de la incubación e igualmente para S2 se aprecia una disminución no significativa en los valores registrados al final del ensayo. En ambos suelos, los resultados de NBM muestran los aumentos más significativos en D2 con respecto a CT. La relación CBM/NBM no muestra diferencias significativas entre tratamientos o muestreos.

Figura 6.3.1.1. Actividades ureasa y proteasa durante la incubación del CT y suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N ha⁻¹ y D2: 1700 kg N ha⁻¹) en suelo 1 (A, C) y suelo 2 (B, D). Las barras de error denotan la desviación estándar. Dentro de cada suelo y muestreo, las medias con diferentes letras indican diferencias significativas (P<0,05). El cuadro pequeño insertado representa los primeros 20 días de incubación.

Con respecto las actividades enzimáticas (Figura 6.3.1.1), inicialmente se detecta un aumento significativo de las actividades ureasa y proteasa para D2, aunque no se observan diferencias significativas entre D1 y CT. Posteriormente se observa una tendencia

decreciente en ambos suelos y dosis para ambas actividades. La actividad proteasa es prácticamente nula durante los últimos 200 días de incubación. Durante los últimos 120 días de incubación no se observan diferencias significativas en las actividades enzimáticas de ambos suelos.

6.3.2 Dinámica y cinética de Nitrógeno en suelos tratados con purín de cerdo

Los procesos de amonificación, nitrificación, desnitrificación, inmovilización y otras pérdidas-ganancias de N han sido estimados durante el periodo de incubación desde los resultados de suelo mostrados en la Tabla 6.3.1.1 y la Figura 6.3.2.1. Tras mezclar el suelo y el purín el día 0, los valores de N-NH_4^+ en suelo no reflejan valores concordantes con la cantidad presente en el purín, obteniéndose incrementos de N-NH_4^+ inferiores a la cantidad aplicada (D1: 3,2 y 7,9 mg kg^{-1} en S1 y S2, respectivamente; y D2: 214 y 244 mg kg^{-1} en S1 y S2; respectivamente). Paralelamente, los incrementos de N-NO_3^- en suelo son superiores a lo esperado considerando el contenido presente en el purín. Esto puede ser atribuido a una rápida volatilización y nitrificación, desde que las medidas fueron realizadas 6 horas posteriores a la aplicación y homogeneización suelo-purín. Los resultados obtenidos sugieren que los procesos de volatilización y nitrificación de la enmienda usada son rápidos e intensos durante y después de la aplicación, también reportado por **Albuquerque et al.** (2011). La presencia de C lábil disponible puede favorecer los flujos de N_2O desde el purín vía desnitrificación (**Petersen**, 1999).

La Figura 6.3.2.1 muestra la influencia del tiempo de incubación sobre la mineralización e inmovilización de las formas de N. Durante todo el experimento, los tratamientos CT y D1 exhiben valores similares de N-NO_3^- y N-NH_4^+ . Se observan picos para todas las dosis (negativos y/o positivos) al principio de la incubación con pronunciados valores en D2. La concentración en suelo de N-NH_4^+ aumenta el primer día de incubación (Figura 6.3.2.1A, B) en los suelos enmendados, y luego comienza a disminuir en ambos suelos, siendo muy intensa durante los primeros 15 días, principalmente para D2, con pérdidas de N-NH_4^+ aproximadamente hasta 250 mg kg^{-1} con respecto al día 0.

6. DINÁMICA EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS

Figura 6.3.2.1. Cantidades acumuladas de $N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$ y N inorgánico durante la incubación del control (CT: suelo sin enmendar) y suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N y D2: 1700 kg N) para el suelo 1 (A, C, E) y el suelo 2 (B, D, F). Las líneas representan el ajuste de los resultados a modelos de cinética de primer orden (líneas discontinuas) y polinómica (líneas continuas). Las barras de error denotan la desviación estándar.

El cuadro pequeño insertado representa los primeros 20 días de incubación.

Desde el día 15 y hasta el final de la incubación, los valores de N-NH_4^+ permanecen prácticamente estables, con tasas de amonificación próximas a 0 mg kg^{-1} en todas las dosis y suelos. Los valores de N-NO_3^- muestran una tendencia decreciente hasta el día 4 (Figura 6.3.2.1C, D). Desde el día 4 hasta el día 12 la tasa de nitrificación para D2 es 7 veces superior en S2 frente S1 para la misma dosis elevada de purín, con concentraciones de N-NO_3^- para el día 12 de 34 y 246 mg kg^{-1} para S1 y S2, respectivamente. Desde el día 12, todos los tratamientos muestran descensos en las tasas de nitrificación, con tasas entorno a ~ 0 , 0,5 y $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ por día para CT, D1 y D2, respectivamente en ambos suelos hasta el final de la incubación. Las Figuras 6.3.2.1E, F muestran la tendencia de la mineralización neta del N inorgánico. Inicialmente, la tendencia es decreciente para todas las dosis y suelos, correspondiéndose con la inmovilización del N inorgánico tras enmendar el suelo. Desde el día 20 se observa una mineralización neta positiva en CT y D1 para ambos suelos, debiéndose al proceso de nitrificación. Contrariamente, para D2, la pérdida de N inorgánico es superior a la suma de amonio y nitrato, principalmente en el suelo 1 (valores de N inorgánico negativos, Figura 6.3.2.1E). Esto indica que las pérdidas de N en el suelo apuntan a posibles procesos de volatilización. En el suelo 2, la mineralización neta se vuelve positiva desde el día 170, debiéndose a un aumento en la concentración de N-NO_3^- como consecuencia de los procesos de nitrificación (Figura 6.3.2.1F).

Los procesos de dinámica del N son ajustados a ecuaciones de regresión no lineales en cada suelo desde el día 0 hasta el día 300 (Tabla 6.3.2.2).

Tabla 6.3.2.2. Ecuaciones, parámetros y coeficientes de regresión (R^2) de las funciones ajustadas en los 3 tratamientos realizados para cada uno de los suelos durante la incubación para $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ y N inorgánico acumulado.

Suelo-Dosis ¹	Ecuación $N-NH_4^+$	R^2
S1-CT	$N_{min} = -491,6536 (1 - e^{0,0001t})$	0,35
S1-D1	$N_{min} = -13,4257 (1 - e^{0,0147t})$	0,34
S1-D2	$N_{min} = -224,0410 (1 - e^{0,0829t})$	0,82
S2-CT	$N_{min} = 4,5524 - 0,0362t + 6,365(10-6)t^2$	0,09
S2-D1	$N_{min} = 12,3114 - 0,2510t + 0,0007t^2$	0,04
S2-D2	$N_{min} = -248,8578 (1 - e^{0,1249t})$	0,90
Suelo-Dosis ¹	Ecuación $N-NO_3^-$	R^2
S1-CT	$N_{min} = -10,4557 + 0,1553t + 0,0001t^2$	0,93
S1-D1	$N_{min} = -4,1405 + 0,1246t + 5,4476(10-5)t^2$	0,83
S1-D2	$N_{min} = 148,5716 (1 - \exp^{-0,0099t})$	0,83
S2-CT	$N_{min} = -10,5424 + 0,3295t - 0,0005t^2$	0,93
S2-D1	$N_{min} = -9,0752 + 0,4857t - 0,0010t^2$	0,84
S2-D2	$N_{min} = 254,2460 (1 - e^{0,0909t})$	0,80
Suelo-Dosis ¹	Ecuación N-Inorgánico	R^2
S1-CT	$N_{min} = -9,7984 + 0,0926t + 0,0001t^2$	0,75
S1-D1	$N_{min} = -3,1957 - 0,0785t + 0,0007t^2$	0,66
S1-D2	$N_{min} = -121,8378 (1 - e^{0,1438t})$	0,57
S2-CT	$N_{min} = -5,9233 + 0,2949t - 0,0005t^2$	0,74
S2-D1	$N_{min} = 45,7399 (1 - e^{0,0075t})$	0,48
S2-D2	$N_{min} = -62,6277 + 0,6641t - 0,0010t^2$	0,52

¹ S1: suelo 1; S2: suelo 2; CT: control (suelo sin enmendar); D1: dosis 1 (170 kg N); D2: dosis 2 (1700 kg N). N_{min} : nitrógeno mineralizado

6.3.3 Efectos de los factores sobre la incubación

Los resultados del test ANOVA de medidas repetidas (Tabla 6.3.3.1) muestran que la dosis es el factor inter-sujetos con mayor significancia en las todas propiedades del suelo (excepto para N inorgánico) y actividades enzimáticas durante el tiempo de experimentación. La propiedad del suelo más afectada por tipo de suelo es $N-NO_3^-$ ($P < 0,001$) y el N inorgánico es la única propiedad que no se ve afectada significativamente por la dosis de aplicación.

Tabla 6.3.3.1. Análisis de medidas repetidas de la varianza para N-NO_3^- , N-NH_4^+ , N inorgánico acumulado, actividad ureasa y actividad proteasa durante la incubación.

<i>Inter-sujetos</i>	N-NO_3^- ^a	N-NH_4^+	N-Inorgánico	Ureasa	Proteasa
Suelo (S)	28,1 ***	0,1 ns	2,4 ns	1,3 ns	4,3 ns
Dosis (D)	77,1 ***	27,8 ***	3,7 ns	25,1 ***	52,9 ***
S x D	19,3 ***	0,3 ns	0,9 ns	0,0 ns	4,3 *
<hr/>					
<i>Entre-sujetos</i>					
Incubación (I)	68,2 ***	77,7 ***	4,6 *	35,4 ***	41,2 ***
I x S	8,4 ***	1,7 ns	2,9 ns	1,9 ns	1,9 ns
I x D	25,2 ***	54,1 ***	1,2 ns	19,3 ***	12,6 ***
I x S x D	5,2 ***	2,1 ns	1,8 ns	0,8 ns	1,5 ns

^a Valor F; * ** y *** indican diferencias significativas para $P < 0,05$; $P < 0,01$ y $P < 0,001$ respectivamente; ns: no significativo.

Las interacciones entre suelo y dosis no son significativas ($S \times D$, $P > 0,05$) para N-NH_4^+ , N inorgánico y actividad ureasa. Como también puede observarse en la tabla expuesta, la incubación (I) tiene efectos significativos sobre todas las propiedades estudiadas. El tipo de suelo solamente influencia el efecto de la incubación para N-NO_3^- ($P < 0,001$) y la dosis afecta a todas las propiedades excepto el N inorgánico. Además, para N-NO_3^- , el efecto de la incubación es diferente para el suelo 1 y 2 según las dosis (interacción significativa $I \times S \times D$, $P < 0,001$).

6.3.4 Balance de Nitrógeno

Los días de incubación 0 y 300 han sido comparados para cada dosis de aplicación y los procesos de amonificación, nitrificación e inmovilización han sido cuantificados según los contenidos de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N inorgánico, N orgánico y NBM (Tabla 6.3.4.1). En general, se observa una tendencia similar entre suelos y dosis de purines aplicadas. Notables pérdidas son exhibidas por N-NH_4^+ en la secuencia $D2 > D1 > CT$, con valores semejantes para ambos suelos. La nitrificación es alta en ambos suelos con similares aumentos de N-NO_3^- en CT y D1. Sin embargo, las concentraciones de N-NO_3^- son 1,8 veces superiores para D2 en S2 con respecto S1. Esto es importante por el hecho de que el N inorgánico aumenta de manera semejante en ambos suelos y en todas las dosis excepto para D2 del S1, con una media decreciente de $72,0 \text{ mg kg}^{-1}$. El N orgánico sufre un ligero crecimiento en CT y D1 en ambos suelos, aunque disminuye en D2, especialmente para S2, lo cual es indicativo de las elevadas tasas de mineralización para esta elevada dosis. Solamente el suelo 1 muestra un aumento del NBM después de la incubación, indicando inmovilización de N. Contrariamente, NBM disminuye en todos los tratamientos del suelo 2.

Tabla 6.3.4.1. Variación en las formas de N en suelo después de 300 días de incubación (diferencias entre los resultados del día 300 y el día 0) para el suelo control (CT) y el suelo enmendado con purín de cerdo (D1: 170 kg N ha⁻¹ y D2: 1700 kg N ha⁻¹) (n=3).

Suelo ¹	Dosis ¹	Δ día 300 - día 0					
		N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	N Inorgánico (mg kg ⁻¹)	N Orgánico (mg kg ⁻¹)	NBM ² (mg kg ⁻¹)	N Perdido (mg kg ⁻¹)
S1	CT	-9,5	42,8	33,3	7,9	2,3	41,2
	D1	-15,6	39,5	23,9	44,2	11,0	68,1
	D2	-226	154	-72,0	-46,8	4,9	-119
S2	CT	-8,6	44,8	36,2	3,3	-2,8	39,5
	D1	-15,9	48,2	32,4	34,2	-11,4	66,6
	D2	-250	286	35,5	-224	-17,0	-188

¹ S1: suelo 1; S2: suelo 2; CT: control (suelo sin enmendar); D1: dosis 1 (170 kg N); D2: dosis 2 (1700 kg N).

² NMB: nitrógeno de la biomasa microbiana.

6.4 DISCUSIÓN

6.4.1 Evolución de las propiedades del suelo con la incubación

Generalmente, los experimentos de larga duración que implican el uso de purines ponen de manifiesto una tendencia a disminuir los valores de pH con el tiempo, lo que puede ser debido a la nitrificación del N que se mineraliza o debido a la formación de ácidos orgánicos procedentes de los procesos de degradación de la enmienda (Bernal *et al.*, 1993; Bertrand *et al.*, 2007; Franco-Otero *et al.*, 2011). Sin embargo, como patrón general, no se encuentra un cambio significativo en el pH tras la incubación para ninguna de las dosis de aplicación, posiblemente debido al gran poder tamponador de los suelos calcáreos por la presencia de CaCO₃. Normalmente, los valores de CE en suelo aumentan tras la aplicación de purines, debido a la adición de sales solubles y a la mineralización de la materia orgánica del purín (Bernal *et al.*, 1992b; Franco-Otero *et al.*, 2011). En el presente estudio, la CE solamente aumenta de manera significativa al final de la incubación para S2, probablemente como resultado de una mayor mineralización del purín de cerdo en este tipo de suelo. Con respecto a las concentraciones de N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ al inicio del ensayo, el día 0 se observa, tras mezclar suelo+purín, que las concentraciones de N-NH₄⁺ no muestran valores concordantes con las dosis actuales aplicadas, siendo las concentraciones de N-NH₄⁺ experimentales inferiores a las teóricas según la cantidad aportada con la enmienda. Paralelamente, los aumentos de N-NO₃⁻ en suelo son superiores a lo esperado considerando el contenido presente en el purín. Esto puede ser atribuido a una rápida volatilización y nitrificación, desde que las medidas son realizadas 6 horas tras la aplicación y homogeneización suelo-purín. Los resultados obtenidos sugieren que los procesos de volatilización y nitrificación de la enmienda usada son rápidos e intensos durante y después

de la aplicación, también reportado por **Albuquerque et al.** (2011). La presencia de C lábil disponible puede favorecer los flujos de N_2O desde el purín vía desnitrificación (**Petersen**, 1999). Según **Rochette et al.** (2000a), la mayoría de compuestos orgánicos disponibles provienen del purín, medidos como C_{sol} y N_{sol} , los cuales están fácilmente disponibles para los microorganismos del suelo. El aumento significativo en las formas de N soluble detectado en el suelo 2 en D2 frente CT puede ser debido a la degradación del N de compuestos orgánicos complejos, apuntando a una mayor actividad microbiana en S2 con respecto S1.

La tendencia decreciente observada para CBM en este estudio también ha sido observada en estudios previos (**Chen et al.**, 2012; **Guerrero et al.**, 2007; **Pulleman y Tietema**, 1999; **Van Gestel et al.**, 1993), probablemente debida a una reducción en la disponibilidad de sustratos lábiles los cuales se descomponen con el tiempo y se consumen por el crecimiento de microorganismos activos (**Guerrero et al.**, 2007). Por otra parte, el aumento de NBM (para S1) podría ser debido a la incorporación de formas disponibles de N inorgánico las cuales son más accesibles después de la mineralización del N. Los resultados de CBM y CO muestran una correlación significativa positiva ($R=0,72$; $P<0,001$). Por tanto, aunque la relación C/N no exhibe diferencias significativas entre tratamientos y muestreos (excepto para S2-D2, día 300), el CBM está positivamente respondiendo cuando esta relación aumenta, reflejando que las poblaciones microbianas y la calidad de la materia orgánica están vinculadas en el ciclo de nutrientes del suelo (**Mariani et al.**, 2006). La cantidad de sustratos de N añadidos con D1 no es suficientemente alta como para estimular la producción y liberación de nuevas enzimas por los microorganismos del suelo. Sin embargo, las actividades ureasa y proteasa aumentan significativamente para D2 con la aplicación de la enmienda (día 0), lo cual podría deberse a la adición de sustratos de N disponibles procedentes del purín (**García et al.**, 1992; **Plaza et al.**, 2004). Bien es sabido que la actividad ureasa es responsable de la ruptura de la urea en CO_2 y NH_3 , mientras que la actividad proteasa está implicada en la hidrólisis de compuestos proteicos de bajo peso molecular. Por tanto, la disminución en ambas actividades enzimáticas durante la incubación (Figura 6.3.1.1) señala el agotamiento de los compuestos orgánicos de N lábiles, manifestado por correlaciones significativas entre ambas actividades enzimáticas con NTK ($R>0,52$; $P<0,001$) y con C_{sol} ($R>0,56$; $P<0,001$). **Zaman et al.** 1999 encontraron que la actividad proteasa era la variable que mejor describía la tasa de mineralización neta de N. Aunque no se observan efectos directos del tipo de suelo sobre las actividades enzimáticas en este estudio, **Sinegani y Sinegani** (2012) observaron un efecto negativo de los carbonatos del suelo sobre la actividad específica de la enzima celulosa.

6.4.2 Dinámica de Nitrógeno

La concentración de N-NH_4^+ tiende a disminuir con la incubación con similares tasas entre suelos para cada dosis de aplicación. Por tanto, para este parámetro, el contenido de carbonatos no afecta directamente a los procesos de amonificación, expuesto por los resultados obtenidos en el test ANOVA de medidas repetidas (Tabla 6.3.3.1), también observado por **Zarabi y Jalali** (2012b). Al parecer, sólo la dosis de aplicación de purín influencia la dinámica de N-NH_4^+ . Estas notables pérdidas en ambos suelos son principalmente debidas a procesos de volatilización y oxidación a nitrato (**Albuquerque et al.**, 2011; **Peterson**, 1999; **Plaza et al.**, 2005). Nuestra hipótesis es que las pérdidas de N debidas probablemente a la volatilización son importantes en D2. La bibliografía consultada reporta que la volatilización de NH_3 es significativa en suelos enmendados con purines, ya que la alcalinidad y el bajo contenido de materia orgánica pueden favorecer el equilibrio desde NH_4^+ a NH_3 , altamente volátil (**Albuquerque et al.**, 2011; **Bernal y Kirchmann**, 1992; **Giacomini et al.**, 2009; **Guerrero et al.**, 2007).

La concentración de N-NO_3^- disminuye al inicio de la incubación, posiblemente debido a la asimilación de NO_3^- como fuente de N, aunque generalmente la asimilación de NH_4^+ por los microorganismos prevalece sobre NO_3^- (**Drury et al.**, 1991; **Myrold y Posavatz**, 2007). El hecho de que las tasas de nitrificación son superiores en el suelo 2 nos indica que el proceso está fuertemente afectado por el tipo de suelo, así como confirman los resultados del test ANOVA de medidas repetidas (Tabla 6.3.3.1). Debido a que el contenido de CaCO_3 es la principal diferencia entre suelos, nos indica que éste es un parámetro influyente en los procesos de nitrificación. **Zarabi y Jalali** (2012b) observaron una mayor nitrificación en suelos arcillosos con un 24,9% CaCO_3 que en suelos franco-arcillosos con un 13,4% CaCO_3 enmendados con gallinaza. **Cabrera et al.** (2005) registraron una mayor mineralización de N en suelos con mayor contenido de CaCO_3 , aunque la mayor mineralización fue relacionada con el contenido de NTK, CO y el porcentaje de arcilla del suelo. Los autores mencionados encontraron interacciones significativas entre el tipo de suelo y la dinámica de NO_3^- , sugiriendo que las propiedades del suelo pueden tener una sutil influencia sobre los patrones de mineralización de N en suelos enmendados.

Bertrand et al. (2007) expusieron la hipótesis de que elevadas concentraciones de carbonatos en un suelo podrían conllevar a un aumento en la mineralización de N mediante un aumento de la actividad microbiana del suelo. Los resultados obtenidos parecen corroborar esta hipótesis ya que S2 presenta una mayor biomasa microbiana (Tabla 6.3.1.2), la cual podría tener incluso una mayor diversidad que abarque comunidades

nitrificantes activas. **Pathak y Rao** (1997) encontraron que las concentraciones de NO_3^- se incrementaban al aumentar el pH (suelos con pH desde 8,1 hasta 10,0), debido a la mayor solubilidad de compuestos orgánicos los cuales son una fuente de sustratos carbonados para el crecimiento y estimulación de la actividad microbiana. Otra posible causa que explica una menor nitrificación en el suelo 1 frente al suelo 2 podría ser el mayor contenido de sales, iones tales como cloruro o sodio en S1, los cuales pueden resultar tóxicos para los microorganismos en altas concentraciones, aminorando su actividad metabólica. También se ha encontrado en la bibliografía que los organismos nitrificantes son muy sensibles a la salinidad (**McClung y Frankengerger**, 1985; **Westerman y Tucker**, 1974). Sin embargo, **Yousif y Mubarak** (2009) encontraron mayores tasas de nitrificación en suelos salinos frente suelos no salinos en un experimento con diferentes tipos de enmiendas orgánicas. La elevada nitrificación junto con el aumento de los valores de CE observados en D2 puede aumentar la concentración de N-NO_3^- en las capas edáficas superficiales e incluso las subsuperficiales por lixiviación, provocando la degradación del suelo y la contaminación de aguas subterráneas (**Vallejo et al.**, 2004). La fertilización del suelo con purines de cerdo debería ser una práctica llevada a cabo de manera cuidadosa con el fin de evitar elevadas dosis de aplicación, las cuales podrían estimular la generación de óxidos de nitrógeno causantes del efecto invernadero (**Vallejo et al.**, 2004). Por tanto, tasas extremadamente elevadas de nitrificación durante el ensayo de incubación, especialmente en el suelo con mayor contenido de carbonatos, implican que si NO_3^- no es inmovilizado o absorbido por las plantas, será proclive a lixiviar. El hecho de establecer una sobredosis de purín en este estudio, aparte de simular un escenario real de derrames o fugas accidentales, permite estimar los procesos de N según el tipo de suelo, más allá de las dosis establecidas por la legislación, ya que la mineralización de N para D1 tiene un comportamiento similar a CT en ambos suelos. En la literatura consultada, muy pocos trabajos han investigado la aplicación de elevadas dosis de enmiendas orgánicas en el suelo (**González-Ubierna et al.**, 2012; **Peu et al.**, 2007; **Rochette et al.**, 2000a).

Con respecto a la mineralización neta de N, la principal tendencia observada es un ligero aumento en el contenido de N inorgánico al final de la incubación propiciado por el proceso de amonificación y los dinámicos procesos de nitrificación asociados con la actividad microbiana, también observados en la literatura consultada (**Azed y Averbek** 2010; **Cabrera et al.**, 2005; **Epstein et al.**, 1978; **Zaman et al.**, 1999). Sin embargo, D2 en el suelo 1 muestra una tasa de mineralización negativa pudiendo ser debida a pérdidas por volatilización y desnitrificación (**Albuquerque et al.**, 2011; **Giacomini et al.**, 2009). Las pérdidas mencionadas no son tan intensas en el suelo 2, posiblemente debido a la intensidad de los procesos de nitrificación, rápida oxidación de NH_4^+ a NO_3^- , así por tanto,

menos N-NH_4^+ es propenso a volatilizarse. **Albuquerque et al.** (2011) obtuvieron una mineralización neta positiva en suelos tratados con una mezcla de purín de cerdo y aguas residuales, y una mineralización neta negativa para suelos enmendados con purín de vacuno, sugiriendo que la tendencia de mineralización está altamente influenciada por la naturaleza de la enmienda. La inmovilización de N al final de este experimento sólo ocurre en el suelo 1, en el suelo 2 tienen lugar descensos aunque no son significativos. Desde esta perspectiva, S2 parece sostener una comunidad microbiana más activa, este volumen de actividad microbiana es también más rápido, y por lo tanto los cambios en la biomasa microbiana son más intensos.

En general, muy pocos de los modelos matemáticos usados son capaces de ajustarse a la tendencia adoptada por los resultados analíticos, también reportado por **Yousif y Mubarak** (2009) en suelos salinos y no salinos. Según **Azeez y Averbeké** (2010), la no conformidad de los datos a los modelos podría deberse a una inconsistencia de la tendencia adoptada en si por los procesos de nitrificación, amonificación y volatilización. Otros procesos como la inmovilización, volatilización y puede que la adsorción de NH_4^+ a los coloides del suelo también pueden distorsionar los datos y asegurar su no conformidad.

6.5 CONCLUSIONES

El purín de cerdo manifiesta una rápida y alta tendencia de descomposición. Los procesos de la dinámica de N revelan aumentos iniciales de N-NH_4^+ hasta el día 11 y de N-NO_3^- desde el día 4 hasta el día 100. Ésta, es una etapa crítica para preservar una fertilidad favorable en los suelos y para considerar recomendaciones agronómicas como las necesidades de los cultivos, condiciones climáticas y posibles pérdidas por lixiviación y emisiones de gases de N. El tipo de suelo, probablemente debido al diferente contenido en carbonato cálcico, afecta a los procesos de nitrificación. Se deduce también que para dosis extremadamente altas, la dinámica de N está muy influenciada por el tipo de suelo. El suelo no salino con mayor contenido de carbonato cálcico muestra una mayor nitrificación que el suelo ligeramente salino con menor contenido de carbonato cálcico. Los experimentos de larga duración se consideran necesarios para aproximar el verdadero valor fertilizante de los purines de cerdo y así construir y consolidar prácticas apropiadas. Las dosis legisladas ($170 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) pueden contribuir a mantener o mejorar los niveles de nutrientes en los suelos agrícolas de regiones semiáridas. Los efectos a largo plazo de elevadas tasas nitrificación y volatilización ocurridas para D2 ($1700 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) desvelan las potentes consecuencias para el medioambiente de prácticas agrícolas inaceptables o de vertidos directos sobre el suelo, las cuales, una vez conocidas y cuantificadas, se pueden llevar a cabo actuaciones para mitigarlas.

Capítulo 7

CONCLUSIONES

Capítulo 7. CONCLUSIONES

A continuación, de acuerdo a los objetivos planteados se comentan de manera resumida las principales conclusiones de esta tesis doctoral:

Experimento en microparcelas:

1. Las concentraciones de NTK, P Olsen, cationes intercambiables y oligoelementos en suelo superficial reflejaron una proporcionalidad variable entre tratamientos en el orden D2 (340 kg N ha⁻¹) > D1 (170 kg N ha⁻¹, legislada) > Control para la mayoría de muestreos. Las relaciones encontradas no son proporcionales en todo momento a las dosis aplicadas, presentando valores inferiores como consecuencia de la absorción de nutrientes por los cultivos, lixiviación de compuestos a capas superficiales y la influencia de cada suelo, especialmente el pH y los carbonatos.
2. Las correlaciones registradas entre la concentración de macro y microelementos en suelo un mes después de la aplicación de purines y el rendimiento agrícola revelan información del rendimiento potencial de la cosecha, pudiendo ser de gran interés en el sector agrícola.
3. La aplicación de purines como complemento fertilizante en dosis legisladas y dosis doble de la legislada en suelos cultivados de cereal es aconsejable para mantener los niveles de nutrientes. No obstante resulta decisivo realizar un seguimiento de la fertilidad del suelo con el fin de mantener los niveles recomendados de CE, macro y micronutrientes, prevenir la lixiviación de NO₃⁻, fosfatos y DTPA-Cu en el horizonte radicular (0-20 cm). Este minucioso seguimiento permitirá a la vez evitar la salinización progresiva del suelo, especialmente cuando se usan purines con elevados valores de CE los cuales se recomienda aplicarlos fragmentadamente en el tiempo para que tanto el suelo como el cultivo no sean sometidos a ningún tipo de estrés.
4. Para el óptimo desarrollo de los cultivos de cereal, se deben tener en cuenta las concentraciones de algunos metales biodisponibles registradas en suelo (control y con aplicación de purines), como es el caso del DTPA-Zn, que sobrepasa los valores críticos mínimos para el desarrollo vegetal. Se recomienda incluso realizar las aplicaciones de manera fraccionada con el fin de que los nutrientes sean absorbidos paulatinamente por la planta y no se originen procesos antagónicos con otros nutrientes del suelo como el fósforo.

Experimento en columnas:

5. En menos de una semana, más del 60% del agua de precipitación simulada lixivia los 46 ± 3 cm de profundidad del suelo. Las fracciones de N más solubles determinadas en los lixiviados son N-NO_3^- y N orgánico, siendo N-NH_4^+ apenas detectable.
6. Durante las 4 primeras semanas de experimentación, mayoritariamente tiene lugar la lixiviación de los iones solubles procedentes del propio suelo y de los purines aplicados, rebasándose los límites establecidos por la legislación (Directiva 91/676/CEE y RD 140/2003) y la Organización Mundial de la Salud ($11,3 \text{ mg L}^{-1}$) en las concentraciones de N-NO_3^- de los lixiviados de las columnas control y con aplicación de purines. A partir de la semana 7 la lixiviación de N-NO_3^- proviene de la oxidación del N-NH_4^+ de los purines.
7. El contenido de materia orgánica y N-NO_3^- presente en los purines, pero esencialmente el contenido de N-NH_4^+ , es un componente primordial en la lixiviación y dinámica de N por estar implicado en los procesos de mineralización, nitrificación y desnitrificación, los cuales son favorecidos por los eventos de precipitación y las condiciones experimentales de temperatura.
8. La huella de la dinámica del N en suelos alcalinos enmendados con purines en dosis legisladas (170 kg N ha^{-1}) y el triple de dosis legisladas (510 kg N ha^{-1}) en un clima semiárido Mediterráneo precisa de una apropiada planificación temporal, tanto agronómica como medioambiental, con el fin de minimizar los nutrientes liberados por los compuestos de N orgánicos e inorgánicos y así preservar el desarrollo equilibrado de los sistemas agrícolas.

Ensayo de incubación:

9. Los procesos de dinámica de N sobrevenidos en el ensayo de incubación dejan patente la variabilidad y tendencia hacia la descomposición de los purines aplicados en estado bruto.
10. De los 300 días de experimentación, durante los 10 primeros días prima la volatilización-mineralización de NH_4^+ y desde el día 4 hasta el día 100 tiene lugar un incremento en las concentraciones de NO_3^- , tanto en la dosis legislada como la dosis extremadamente alta, periodo crítico en el que se deben contemplar las recomendaciones agronómicas mencionadas anteriormente.
11. La propia naturaleza del suelo influye en los procesos químicos y microbiológicos de mineralización y nitrificación, teniendo lugar una mayor nitrificación en el suelo no salino con elevado contenido de carbonato cálcico que en el suelo calcáreo salino.
12. La influencia a largo plazo de dosis legisladas es admisible y aconsejable para el sistema del suelo, sin embargo, para dosis extremadamente altas o vertidos de purines, las consecuencias medioambientales pueden ser perjudiciales, con tasas de nitrificación en suelo más de 10 veces superiores a las tasas de suelos con dosis legisladas, causando una degradación y salinización progresiva de suelo.

Capítulo 8

REFERENCIAS

Capítulo 8. REFERENCIAS

- Adams, T.M., S.N. Adams.** 1983. The effects of liming and soil pH on carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *Journal of Agricultural Science* 101: 553-558.
- Adegbidi, H., R. Briggs, T. Volk, E. White, L. Abrahamson.** 2003. Effect of organic amendments and slow-release nitrogen fertilizer on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass and Bioenergy* 25: 389-398.
- Ajmone-Marsan F., D. Côte, R.R. Simard.** 2006. Phosphorus transformations under reduction in long-term manured soils. *Plant and Soil* 282: 239-250.
- Alburquerque, J.A., C. de La Fuente, M.P. Bernal.** 2011. Chemical soils properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 160: 15– 22.
- Alias, L.J., R. Ortiz, J. Hernández, P. Linares, J. Martínez, P. Marín, M. Cámara.** 1997. Mapa de Suelos, escala 1:100.000, Lorca-953, Proyecto LUCDEME. Industrias Gráficas Marte, S.A., Murcia, 115 p.
- APHA, American Public Health Association.** 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. D. Eaton, A.S. Clesceri, L.E. Greenberg, M.A. H. Franson, Editorial Washington, DC.
- APHA, AWWA y WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation.** 1992. Standard methods for the examination of Water and Wastewater, 20th Edition. Washington, DC.
- Arvidsson, J.** 1999. Nutrient uptake and growth of barley as affected by soil compaction. *Plant and Soil* 208: 9-19.
- Awad, M.** 1966. Las plantas en los suelos salinos y alcalinos. Simposio sobre salinidad. La Molina, Perú. IICA-Zona Andina. 191 p.
- Ayers, R.S., D.W. Westcot,** 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation Drainage Paper 29 (p. 174). Rome: Food and Agriculture Organization of the United.
- Ayuso, M., J.A. Pascual, C. García, T. Hernandez.** 1996. Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Journal Soil Science & Plant Nutrition* 42: 105-111.
- Azeez, J.O., W.V. Averbek.** 2010. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. *Bioresource Technology* 101: 5645-5651.
- Bar, Y., A. Apelbaum, U. Kafkafi, R. Goren.** 1997. Relationship between chloride and nitrate and its effect on growth and mineral composition of avocado and citrus plants. *Journal of Plant Nutrition* 20: 715-731.
- Barrow, N.J., M.D.A. Bolland, D.G. Allen.** 1998. Effect of previous additions of superphosphate on sorption of phosphate. *Australian Journal of Soil Research* 36: 359-372.
- Beauchamp, E.G.** 1987. Corn response to residual N from urea and manures applied in previous years. *Canadian Journal of Soil Science* 67: 931–942.
- Beckwith, C.P., J. Cooper, K.A. Smith, M.A. Shepherd,** 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time,

8. REFERENCIAS

- manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use and Management* 14: 123-130.
- Beckwith**, C.P., P.J. Lewis, A.G. Chalmers, M.A. Froment, K.A. Smith. 2002. Successive annual applications of organic manures for cut grass: short-term observations on utilization of manure nitrogen. *Grass and Forage Science* 57: 191-202.
- Benckiser**, G., K. Haider, D. Sauerbeck. 1986 Field measurements of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugarbeets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149: 249-261.
- Benitez**, C., E. Bellido, J.L. Gonzalez, M. Medina. 1997. Influence of pedological and climatic factors on nitrogen mineralization in soils treated with Pig slurry composta. *Bioresource Technology* 101: 5645-5651.
- Bernal**, M.P., A. Roig, A. Lax, A.F. Navarro. 1992a. Effects of the Application of pig slurry on some physico-chemical and physical properties of calcareous soils. *Bioresource Technology* 42: 233-239.
- Bernal**, M.P., A. Roig, D. García. 1993. Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig slurry. *Soil Use and Management* 9: 9-14.
- Bernal**, M.P., A. Roig, J. Cegarra. 1991. Effect of pig slurry additions on the organic carbon of calcareous soils. *Bioresource Technology* 37: 867-876.
- Bernal**, M.P., A. Roig, R. Madrid, A.F. Navarro. 1992b. Salinity risks on calcareous soils following pig slurry applications. *Soil Use and Management* 8: 125-130.
- Bernal**, M.P., A. Roig. 1993. Nitrogen transformations in calcareous soils amended with pig slurry under aerobic incubation. *The Journal of Agricultural Science* 120(01): 89-97.
- Bernal**, M.P., H. Kirchmann. 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biology and Fertility of Soils* 13: 135-141.
- Bertelsen**, F., E.S. Jensen. 1992. Gaseous nitrogen losses from field plots grown with pea (*Pisum sativum* L.) or spring barley (*Hordeum vulgare* L.) estimated by ¹⁵N mass balance and acetylene inhibition techniques. *Plant and Soil* 142: 287-295.
- Bertrand**, I., O. Delfosse, B. Mary. 2007. Carbon and nitrogen mineralization in acidic, limed and calcareous agricultural soils: Apparent and actual effects. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 276-288.
- Biau**, A., F. Santiveri, I. Mijangos, J. Lloveras. 2012. The impact of organic and mineral fertilizers on soil quality parameters and the productivity of irrigated maize crops in semiarid regions. *European Journal of Soil Biology* 53: 56-61.
- Bittman**, S., C.G. Kowalenko, D.E. Hunt, O. Schimdt. 1999. Surface-banded and broadcast dairy manure effects on tall fescue yield and nitrogen uptake. *Agronomy journal* 91: 826-833.
- Bonmatí**, M., B. Ceccanti, P. Nannipieri. 1988. Protease extraction from soil by sodium pyrophosphate and chemical characterization of the extracts. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 2113-2125.

- Brady**, N.C., R.R. Weil. 2002. The nature and properties of soils. 13th Ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Breitenbeck**, G.A., S. Paramasivam. 1995. Availability of ^{15}N -labeled nonexchangeable ammonium to soil microorganisms. *Soil Science* 159, 301–310.
- Brettar**, I., J.M. Sanchez-Perez, M. Tremolieres. 2002. Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils of the Upper Rhine floodplain – correlation with redox potential and organic matter. *Hydrobiologia* 469(1-3): 11-21.
- Bridgwater**, J. 1994. Granular matter, An Interdisciplinary Approach. Mixing and segregation mechanisms in particle flow. Mehta, A. (Ed). Springer, New York 161-193.
- Broadbent**, F.E. 1981. Methodology for nitrogen transformation and balance in soil. *Plant and Soil* 58: 383-399.
- Burger**, M., R.T. Venterea. 2008. Nitrogen immobilization and mineralization kinetics of cattle hog and turkey manure applied to soil. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1570-1579.
- Burgos**, P., E. Madejon, F. Cabrera. 2006. Nitrogen mineralization and nitrate leaching of a sandy soil amended with different organic wastes. *Waste Management & Research* 24:175-182.
- Burt**, R. 2004. Soil survey laboratory manual. Soil Survey Investigations Report nr 42 Version 4.0 November 2004. USDA, Natural Resources Conservation Service (NRCS) Lincoln, Nebraska.
- Caballero-Lajarín**, A. 2013. Sistema de depuración de aguas residuales de origen ganadero. Humedales artificiales. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. 307 p.
- Cabezas**, J.G., J. Alonso, J. Pastor, I. Sastre-Conde, M.C. Lobo. 2004. Absorción y acumulación de metales pesados en tres especies vegetales en suelos enmendados con lodos de depuradora. *Proceedings of the First International Meeting on Environmental Biotechnology and Engineering*. 10 p.
- Cabrera**, F., P. Martín-Olmedo, R. López, J.M. Murillo. 2005. Nitrogen mineralization in soils amended with composted olive mill sludge. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71: 249-258.
- Cailleau**, G., O. Braissant, C. Dupraz, M. Aragno, E.P. Verrecchia. 2005. Biologically induced accumulations of CaCO_3 in orthox soils of Biga, Ivory Coast. *Catena* 59: 1-17.
- Calderón**, F.J., G.W. McCarty, J.A.S. Van Kessel, J.B. Reeves. 2004. Carbon and nitrogen dynamics during incubation of manured soil. *Soil Science Society of America Journal* 68: 1592-1599.
- Cameron**, K.C., H.J. Di, J.L. Moir. 2012. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. *Annals of Applied Biology* ISSN 0003-4746, 29 p.
- Capel Molina**, J.J. 1991. El clima murciano en Atlas de la Región de Murcia. *Diario La Opinión*. 85-108 p.
- Carey**, P.L., A.W. Rate, K.C. Cameron. 1997. Fate of nitrogen in pig slurry applied to a New Zealand pasture soil. *New Zealand Journal of Soil and Measurement* 4: 941-959.
- Carmona**, D.M., A. Faz Cano, J.M. Arocena, 2008. Dissolved Organic Carbon and Metals Release in Amended Mine Soils. *Revista de la Sociedad Española de Mineralogía* 10: 115-117.
- Carmona**, D.M. 2012. Recuperación de suelos acidificados y contaminados por minería metálica: ensayos en columnas. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. 508 p.

8. REFERENCIAS

- Cassol**, P.C., C. Gianello, V.E.U. Costa. 2001. Phosphorus fractions in manures and their Efficiency as phosphate fertilizer. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 25: 635-644.
- Castillón**, P. 1993. Valoración agronómica de las deyecciones de los animales. *Residuos Ganaderos-Jornadas Técnicas*. Fundación La Caixa: 131-140.
- Cavanagh**, A., M.O. Gasser, M. Labrecque. 2011. Pig slurry as fertilizer on willow plantation. *Biomass and Bioenergy* 35: 4165-4173
- Cela**, S., F. Santiveri, J. Lloveras. 2011. Residual effects of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer on irrigated wheat. *European Journal of Agronomy* 34: 257-262.
- Ceretta**, C.A., E. Girotto, C.R. Lourenzi, G. Trentin, R.C.B. Vieira, G. Brunetto. 2010. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139: 689-699.
- CES**, Consejo Económico y Social. 1996. Estrategias para el desarrollo de la Región de Murcia. Consejo Económico y Social de la Región de Murcia, 799 p.
- Chang**, C., T.G. Sommerfeldt, F. Entz. 1990. Rates of soil chemical changes with eleven annual applications of cattle feedlot manure. *Canadian Journal of Soil Science* 70: 673-681.
- Chantigny**, M., A. Angers, P. Rochette. 2002. Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soil. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 509-517.
- Chantigny**, M.H., D.A. Angers, T. Morvan, C. Pomar. 2004. Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with N-15. *Soil Science Society of America Journal* 68: 637-643.
- Chantigny**, M.H., P. Rochette, D.A. Angers. 2001. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Canadian Journal of Soil Science* 81: 131-137.
- Chapman**, H.D. 1965. *Methods of Soil Analysis*. Cation exchange capacity. C. A. Black. American Society of Agronomy. Madison, Wisconsin, 2, 891-900.
- Chen**, Q.H., Y. Feng, Y.P. Zhang, Q.C. Zhang, I.H. Shamsi, Y.S. Zhang, X.Y. Lin. 2012. Short-term responses of nitrogen mineralization and microbial community to moisture regimes in greenhouse vegetable soils. *Pedosphere* 22(2): 263-272.
- Chevallier**, T., M. Voltz, E. Blanchart, J.L. Chotte, V. Eschenbrenner, M. Mahieu, A. Albrecht. 2000. Spatial and temporal changes of soil C after establishment of pasture on a long term cultivated vertisol (Martinique). *Geoderma* 94: 43-58.
- Choi**, W.J., G.H. Han, S.M. Lee, G.T. Lee, K.S. Yoon, S.M. Choi, H.M. Ro. 2007. Impact of land-use types on nitrate concentration and $\delta^{15}N$ in unconfined groundwater in rural areas of Korea. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120: 259-268.
- Christou**, M., E.J. Avramides, J.P. Roberts, D.L. Jones. 2005. Dissolved organic nitrogen in contrasting agricultural ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1560-1563.
- Clay**, D.E., Z. Zheng, Z. Liu, S.A. Clay, T.P. Trooien. 2004. Bromide and nitrate movement through undisturbed soil columns. *Journal of Environmental Quality* 33: 338-342.
- Cobertera**, E. 1993. *Edafología aplicada*. Ediciones Cátedra S.A. Madrid. 326 p.
- Coelho**, B.R.B., R.C. Roy, A.J. Bruin. 2006. Nitrogen recovery and partitioning with different rates and methods of sidedressed manure. *Soil Science Society of America Journal* 70: 464-473.

- Comisión Europea.** 2013. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Joint Research Centre, Draft 2, 854 p.
- Crouse, D.A.** 1995. Nutrient management plans for swine operations: Understanding the components of a plan and how to prepare to have one written. North Carolina Cooperative Extension Service, North Carolina State University, Raleigh, NC.
- Dauden, A., D. Quílez.** 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy* 21: 7-19.
- Daudén, A., D. Quílez, M.V. Vera.** 2004. Pig Slurry Application and Irrigation Effects on Nitrate Leaching in Mediterranean Soil Lysimeters. *Journal of Environmental Quality* 33: 2290-2295.
- De Alba, S., M.J. Lindstrom.** 2002. Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. The effects of soil redistribution by tillage on soil spatial variability: toward a new conceptual model of soil catena evolution in agricultural landscapes. Faz, A., Ortiz, R. y Mermut, A. Editores. *Advances in Geocology* 36.
- De la Torre, A.I., J.A. Jiménez, M. Carballo, C. Fernández, J. Roset, M.J. Muñoz.** 2000. Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere* 41: 1629-1635.
- Dendooven, L., E. Bonhomme, R. Merckx, K. Vlassak.** 1998. N dynamics and sources of N₂O production following pig slurry applications to a loamy soil. *Biology and Fertility of Soils* 26:224-228.
- Dick, A.C., S.S. Malhi, P.A. O'Sullivan, D.R. Walker.** 1985. Chemical composition of whole plant and grain and yield of nutrients in grain of five barley cultivars. *Plant and Soil* 86: 257-264.
- Díez, J.A., P. Hernaiz, A. de la Torre, M.C. Cartagena, M.C. Carballo, M. Vallejo, M.J. Muñoz.** 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches. *Journal of Environmental Quality* 30: 2165-2172.
- Díez, J.A., P. Hernaiz, M.J. Muñoz, A. de la Torre, A. Vallejo.** 2004. Impact of pig slurry on soil properties, water salinization, nitrate leaching and crop yield in a four-year experiment in Central Spain. *Soil Use and Management* 20: 444-450.
- Dissing Nielsen, J.** 1972. Fixation and release of potassium and ammonium ions in Danish soils. *Plant and Soil* 36: 71-88.
- Dou, H., D. Steffens.** 1995. Recovery of ¹⁵N labelled urea as affected by fixation of ammonium by clay minerals. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158: 351-354.
- Drury, C.F., R.P. Voroney, E.G. Beauchamp.** 1991. Availability of NH₄⁺-N to microorganisms and the soil internal N cycle. *Soil Biology & Biochemistry* 23: 165-169.
- Duchaufour, P. H.** 1970. *Précis de Pédologie*. Paris, France: Masson et Cie, 257-280.
- Efranova M., A. Izosimova.** 2012. Contamination of Agricultural Soils with Heavy Metals in Sustainable Agriculture. 252 p.
- Epstein, E., D.B. Keane, J.J. Meisinger, J.O. Legg.** 1978. Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *Journal of Environmental Quality* 7: 217-221.
- Estavillo, J.M., P. Merino, M. Pinto, S. Yamulki, G. Gebauer, A. Sapek, W. Corré.** 2002. Short term effect of ploughing a permanent pasture on N₂O production from nitrification and denitrification. *Plant and Soil* 239: 253-265.

8. REFERENCIAS

- Estrella**, M.J., M.M. **Millán**. 1994. Manual práctico de introducción a la Meteorología. CEAM, Valencia. 345 p.
- Eurostat**, Statistical Office of the European Communities. 2010. Pig farm census in Europe 2010. http://www.3tres3.com/buscando/censo-de-ganado-porcino-en-europa-2010_3308/.
- Evans**, M.R., E.A. Deans, M.P.W. Smith, I.F. Svodova, F.E. Thacker. 1985. Aeration and control of slurry odours by heterotrophus. *Agricultural Wastes* 15: 187-204.
- Fangueiro**, D., H. Trindade, M. Senbayram, D. Chadwick. 2008. Cattle slurry treatment by screw-press separation and chemically enhanced settling: effect on greenhouse gas and ammonia emissions after land spreading. *Bioresource Technology* 99: 7132-7142.
- Farquhar**, G.D., R. Wetselaar, P.M. Firth. 1979 Ammonia volatilization from senescing leaves of maize. *Science* 203, 1257-1258.
- Fauci**, M.F., R.P. Dick. 1994. Soil microbial dynamics: short- and long-term effects of inorganic and organic nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 58: 801-806.
- Faz Cano**, A., D.M. Carmona Garcés, T. Pérez Revilla. 2011. Sistema de extracción, envasado, transporte, almacenamiento y preparación de ensayos en las muestras de suelo inalterado. Patente: ES 2 340 834 B2.
- Feigin**, A., I. Rylski, A. Meiri, J. Shalhevet. 1987. Response of melon and tomato plants to chloride–nitrate ratios in saline nutrient solutions. *Journal of Plant Nutrition* 10: 1787-1794.
- Fernández-Ugalde**, O., I. Virto, P. Barré, N. Gartzia-Bengoetxea, A. Enrique, M.J. Imaz, P. Bescansa. 2011. Effect of carbonates on the hierarchical model of aggregation in calcareous semi-arid Mediterranean soil. *Geoderma* 164: 203-214.
- Fischer**, E.N., S.C. Whalen. 1999. Denitrification in soil fertilized with liquid lagoonal swine effluent. Proceedings of the workshop on atmospheric nitrogen compounds II: Emissions, transport, transformation, deposition, and assessment. Chapel Hill, NC, 311-316.
- Flowers**, T.H., P.W. **Arnold**. 1983. Immobilization and mineralization of nitrogen in soils incubated with pig slurry or ammonium sulphate. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 329–335.
- Forster**, J.C. 1995. Soil physical analysis. In *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. K. A. Nannipieri. San Diego. U.S: London, 106-111.
- Franco-Otero**, V.C., P. Soler-Rovir, D. Hernández, E. López-De-Sá, C.S. Plaza. 2011. Short-term effects of organic municipal wastes on wheat yield, microbial biomass, microbial activity, and chemical properties of soil. *Biology and Fertility of Soils* 48: 205-216.
- Gagnon**, B., R.R. Simard, R. Robitaille, M. Goulet, R. Rioux. 1997. Effect of composts and inorganic fertilizers on spring wheat growth and N uptake. *Canadian Journal of Soil Science* 77: 487-495.
- Garcia**, C., T. Hernández, F. Costa, B. Ceccanti, C. Ciarilz. 1992. Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes. *Canadian Journal of Soil Science* 72: 243-253.
- García-Sinovas**, D., J. Álvarez-Benedí, S. Bolado. 2007. Comportamiento de los tipos de purín tras su aplicación al suelo: efecto de un tratamiento de eliminación de amonio. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, volumen VIII. J.V. Giráldez Cervera y F.J. Jiménez Hornero.

- Gardiner**, D.T., R.W. **Miller**. 2001. Soils in our environment. 10th ed. Pearson-Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Gatiboni**, L.C., D.S. Rheinheimer, J. Kaminski, J.P.C. Flores. 2007. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 31: 691-699.
- Gatiboni**, L.C., G. Brunetto, J. Kaminski, D.S. Rheinheimer, C.A. Ceretta, C.J. Basso. 2008. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32: 1753-1761.
- Gee**, G.W., J.W. **Bauder**. 1986. Particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis, Part I: Physical and Mineralogical Methods*. A. Klute. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America Madison, Wisconsin, 383-411.
- Giacomini**, S.J., C. Aita, C.P. Jantalia, S. Urquiaga, G.F. Santos. 2009. Ammoniacal nitrogen immobilization from pig slurry in soil under reduced and no-tillage. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33: 41-50.
- Gilly**, J.E., B. **Eghball**. 2002. Residual effects of compost and fertilizer applications on nutrients in runoff. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 45: 1905-1910.
- Giroto**, E., C.A. Ceretta, C.R. Lourenzi, F. Lorensini, T.L. Tiecher, R. Costa Beber Vieira, G. Trentin, C.J. Basso, A. Miotto, G. Brunetto. 2013. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 95: 115-131.
- Gómez-Garrido**, M., M.D. Estevez, A. Faz, A.B. Olivares, V. Climent. 2009. Reutilización agronómica de purines de cerdo para su gestión en común. Memoria justificativa. Consejería de Agricultura y Agua. 150 p. Sin publicar.
- González-Ubierna**, S., I. Jorge-Mardomingo, B. Carrero-González, M.T. de la Cruz, M.A. Casermeiro. 2012. Soil organic matter evolution after the application of high doses of organic amendments in a Mediterranean calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments* 12: 1257-1268.
- Goulding**, K. 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land. *Soil Use and Management* 16: 145-151.
- Grattan**, S.R., C.M. **Grieve**. 1999. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. *Scientia Horticulturae* 78: 127-157.
- Griffin**, T.S., C.W. Honeycutt, Z. He. 2002. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. *Biology and Fertility of Soils* 36: 442-446.
- Griffin**, T.S., Z. He, C.W. Honeycutt. 2005. Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. *Plant and Soil* 273: 29-38.
- Guerrero**, C., R. Moral, I. Gomez, R. Zornoza, V. Arcenegui. 2006. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. *Bioresource. Technology* 98: 3259-3264.
- Gutser**, R., T. Ebertseder, A. Weber, M. Schraml, U. Schmidhalter. 2005. Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 439-446.

8. REFERENCIAS

- Hackett**, R. 2007. Exploiting pig manure as a nutrient source for cereals in Ireland. National Tillage Conference. Teagasc, Crop Reserach Centre, Oak Park, Carlow, Ireland.
- Hadas**, A., R. **Portnoy**. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manure incubated in soil. *Journal of Environmental Quality* 23(6): 1184-1189.
- Haghir**, F. 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature. *Journal of Environmental Quality* 3: 180-183.
- Hammond**, E.G., C. Heppner, R. Smith. 1989. Odors of swine waste lagoons. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 25(2-3): 103-110.
- Han**, K.H., W.J. Choi, G.H. Han, S.I. Yun, S.H. Yoo, H.M. Ro. 2004. Urea nitrogen transformation and compost-nitrogen mineralization in three different soils as affected by the interaction between both nitrogen inputs. *Biology and Fertility of Soils* 39: 193-199.
- Hansen**, S. 1996. Effects of manure treatment and soil compaction on plant production of a dairy farm system converting to organic farming practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 56: 173-186.
- Hayatsu**, M., K. Tago, M. Saito. 2008. Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. *Soil Science and Plant Nutrition* 54: 33-45.
- Hendrickx**, J.M.H., M. **Flury**. 2001. Uniform and preferential flow, mechanisms in the vadose zone. *Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone*, edited by National Research Council, National Academy Press, Washington DC, 149-187.
- Herai**, Y., K. Kouno, M. Hashimoto, T. Nagaoka. 2006. Relationships between microbial biomass nitrogen, nitrate leaching and nitrogen uptake by corn in a compost and chemical fertilizeraended regosol. *Soil Science and Plant Nutrition* 52: 186-194.
- Hernández**, J., A. del Pino, L. Salvo, G. Arrart. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management* 258: 92–99.
- Hernández**, D., A. Polo, C. Plaza. 2013. Long-term effects of pig slurry on barley yield and N use efficiency under semiarid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy* 44: 78-86.
- Hernández**, T., R. Moral, A. Perez-Espinosa, J. Moreno-Caselles, M.D. Perez-Murcia, C. García. 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology* 83: 213–219.
- Hinesly**, T.D., K.E. Redborg, E.L. Ziegler, D.E. Alexander. 1982. Effect of soil cation exange capacity on the uptake of cadmium by corn. *Soil Science of America Journal* 46: 490-497.
- Hjorth**, M., K.V. Christensen, M.L. Christensen, S.G. Sommer. 2010. Solideliquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 153-180.
- Hobbs**, P.J., T.M. Misselbrook, B.F. Pain. 1995 Assessment of odours from livestock wastes by a photoionisation detector, an electronic nose, olfactometry and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Agricultural Engineering Research* 60: 137-144.
- Hobbs**, P.J., T.M. Misselbrook, B.F. Pain. 1998. Emission Rates of Odorous Compounds from Pig Slurries. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 77: 341-348.

- Honeycutt**, C.W., T.S. Griffin, Z.Q. He. 2005. Manure nitrogen availability: Dairy manure in northeast and central US soils. *Biological Agriculture & Horticulture* 23: 199-214.
- Honorato**, H.P. 2000. Manual de edafología. Alfaomega grupo editor S.A. México. 267 p.
- Hountin**, J.A., D. Couillard, A. Karam. 1997. Soil carbon, nitrogen and phosphorus contents in maize plots after 14 years of soil slurry applications. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 129: 187-191.
- House**, W.A., R.M. **Welch**. 1986. Bioavailability to Rats of Iron in Six Varieties of Wheat Grain Intrinsically Labeled with Radioiron. *Journal of Nutrition* 117(3): 476-480.
- IGME**, Instituto Geológico y Minero de España. 1993. Mapa del agua subterránea de la Región de Murcia. Inédito.
- INM**, Instituto Nacional de Meteorología. 2004. Guía resumida del clima en España. 1971-2000. 257 p.
- Irañeta**, J., L. Sánchez, A. Malumbres, J. Amezqueta, J. Delgado. 2011. II Valoración agronómica de las materias orgánicas. *ITG Agrícola, Navarra Agraria*, 21-30.
- Izzo**, R., F. Navari-Izzo, M.F. Quartacci. 1991. Growth and mineral absorption in maize seedlings as affected by increasing NaCl concentrations. *Journal of Plant Nutrition* 14: 687-699.
- Jackson**, D., K. **Smith**. 1997. Animal manure slurries as a source of nitrogen for cereals; effects of application time efficiency. *Soil Use and management* 13: 75-81.
- Jeffery**, G.H., J. Basset, J. Mendham, R.C. Denney. 1989. Vogel's textbook of quantitative chemical analysis. Longman Scientific & Technical, Bath, UK, 702-703
- Jensen**, L.S., I.S. Pedersen, T.B. Hansen, N.E. Nielsen. 2000. Turnover and fate of N-15-labelled cattle slurry ammonium-N applied in the autumn to winter wheat. *European Journal of Agronomy* 12: 23-35.
- Jiao**, Y., H.H. William, K.W. Joann. 2004. Agricultural practices influence dissolved nutrients leaching through intact soil cores. *Soil Science Society of America Journal* 68(6): 2058-2068.
- Jones**, C., J. Jacobsen. 2001. Nitrogen cycling, testing and fertilizer recommendations. Montana State University Extension Service, Montana State University-Bozeman, Bozeman, MT. Rep. 4449-3.
- Kafkafi**, U., N. Valoras, J. Letey. 1982. Chloride interaction with nitrate and phosphate nutrition in tomato (*Lycopersicon esculentum* L.). *Journal of Plant Nutrition* 5: 1369-1385.
- Kanal**, A., P. Kuldkepp, J. Truu. 1999. Microflora activity and chemical properties of Podzoluvisol in field experiment with different manures. *Arch. Acker-Pft. Boden* 44: 507-521.
- Kandeler**, E., M. Stemmer, E.M. Klimanek. 1999. Response of soil microbial biomass. Urease and xylanase within particle size fraction to long-term management. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 261-273.
- Keeney**, D.R., D.W. **Nelson**. 1982. Nitrogen inorganic forms. In *Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and microbiological properties* (2nd Edition), eds. A. L., 643-698. Madison, Wisconsin: ASA and SSSA
- Kemppainen**, E. 1989. Nutrient content and fertilizer value of livestock manure with special reference to cow manure. *Annales Agriculturae Fenniae* 28: 163-284.

- Kemppainen**, E. 1995. Leaching and uptake of nitrogen and phosphorus from cow slurry and fox manure in a lysimeter trial. *Agricultural Science in Finland* 4: 363-375.
- Kim**, Y.J., W.J. Choi, S.S. Lim, J.H. Kwak, S.X. Chang, H.Y. Kim, K.S. Yoon, H.M. Ro. 2008. Changes in nitrogen isotopic composition during s during compositions during composting of cattle feedlot manure: effects of bedding material type. *Bioresource Technology* 99(13): 5452-5458.
- King**, L.D., J.C. Burns, P.W. Westerman. 1990. Long-term swine lagoon effluent applications on coastal bermudagrass II. Effect on nutrient accumulation in soil. *Journal of Environmental Quality* 19: 756-760.
- Kirchmann**, H. 1985. Losses, plant uptake and utilisation of manure nitrogen during a production cycle. *Acta Agriculturae Scandinavica, Supplementum* 24, 77 p.
- Kirchmann**, H. 1991. Carbon and nitrogen mineralization of fresh, aerobic and anaerobic animal manures during incubation with soil. *Swedish Journal of Agricultural Research* 21: 165-173.
- Kirchmann**, H., A. **Lundvall**. 1993. Relationships between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils* 15: 161-164.
- Koc**, J. 1991. The effect of slurry on the content of humus compounds in soils. *Polish Journal of Soil Science* XXIV/2: 191-197.
- Kruger**, G.A., R.E. Karamanos, J.P. Singh. 1985. The copper fertility of Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science* 65: 89-99.
- Kuligowski**, K., T.G. Poulsen, P. Rubæk, G.H. Sørensen. 2010. Plant-availability to barley of phosphorus in ash from thermally treated animal manure in comparison to other manure based materials and commercial fertilizer. *European Journal of Agronomy* 33: 293-303.
- Ladd**, J. N., J.H. **Butler**. 1972. Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology & Biochemistry* 4: 19-30.
- Leclerc**, B., P. Georges, B. Cauwel, D. Lairon. 1995. A five year study in nitrate leaching under crops fertilized with mineral and organic fertilisers in lysimeters. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 301-308.
- Levi-Minzi**, R., R. Riffaldi, A. Saviozzi. 1990. Carbon mineralization in soil amended with different organic materials. *Agriculture, Ecosystems and Environmet* 31: 325-335.
- Li**, J.S., J.J. Zhang, L. Ren. 2003. Water and nitrogen distribution as affected by fertigation of ammonium nitrate from a point source. *Irrigation Science* 22: 19-30.
- Lim**, S.S., J.H. Kwak, S.I. Lee, D.S. Lee, H.J. Park, W.J. Choi. 2010. Compost type effects on nitrogen leaching from Inceptisol, Ultisol, and Andisol in a column experiment. *Journal of Soils Sediments* 10: 1517-1526.
- Lindsay**, W.L., W.A. **Norvell**. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
- Llona**, M. 2005. Utilización agronómica de purines de cerdo en broccoli y sandía en condiciones semiáridas. Influencia en el sistema suelo-planta. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena. 2005. 374 p.
- López-Bermúdez**, F., J. **Martínez Fernández**. 1991. La red hidrográfica. En: *La Opinión de Murcia*, S.A. (Ed.) Atlas de la Región de Murcia. Capítulo X. Murcia.

- Luxhøi**, J., K. Deboz, L. Elsgard, L.S. Jensen. 2004. Mineralization of nitrogen in Danish soils, as affected by short-, medium- and long-term annual inputs of animal slurries. *Biology and Fertility of Soils* 39: 352-359.
- Maas**, E.V., G.J. Hoffman. 1977. Crop salt tolerance—current assessment. *Journal of the Irrigation and Drainage Division of the American Society of Civil Engineering* 103: 115-134.
- Madigan**, M.T., J.M. Martinko, J. Parker. 2000. Brock biology of microorganisms. 9th Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, state.
- Madrid**, A., R. Madrid, J.M. Vicente. 1996. Fertilizantes. AMV Ediciones y Mundi-Prensa, Madrid, España, 436 p.
- Magnicol**, R.D., P.H.T. Beckett. 1985. Critical tissue concentration of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 170-129.
- Mancheño**, M.A., G. Romero, J.A. Carlos Calero, S. Ros Montoya, T. Rodríguez Estrella, F. Robles. 2006. Presencia de *Mammuthus* sp. En Caravaca (Murcia). *Geogaceta*, nº 36.
- Mantovi**, P., M.L. Fumagalli, G.P. Beretta, M. Guermandi. 2006. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *Journal of Hydrology* 316: 195-212.
- Mariani**, L., S.X. Chang, R. Kabzems. 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1734-1744.
- MARM**, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. Caracterización de sistemas de gestión de deyecciones. sector porcino intensivo. http://www.magrama.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/Porcino_Intensivo_tcm7-149097.pdf.
- MARM**, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. Censo de ganado porcino en Europa 2010. 3tres3.com La página del cerdo. Disponible en http://www.3tres3.com/buscando/censo-de-ganado-porcino-en-europa-2010_3308/ (consultado el 20 Abril 2011).
- MARM**, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2008. Resultados Encuesta Ganado Porcino Diciembre de 2008. Disponible en http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/2008-12_Porcino_Resultados_tcm7-14366.pdf (consultado el 20 Abril 2011).
- Martínez**, J., C. **Burton**. 1998. Processing strategies for farm livestock slurries to minimize pollution and to maximize nutrient utilization: a European perspective. In: *Proceedings of the International Workshop on Environmentally Friendly Management of Farm Animal Waste*, ed. T. Matsunaka, 179-189: Hokkaido, Japan.
- Martínez**, J., P. **Peu**. 2000. Nutrient fluxes from a soil treatment process for pig slurry. *Soil Use and Management* 16: 100-107.
- Martínez**, J., X. **Hao**. 1996. A field treatment plant for pig slurry. *Water Science and Technology* 34: 87-92.
- McClung**, G., W.T.Jr. **Frankenberger**. 1985. Soil nitrogen transformations as affected by salinity. *Soil Science* 139: 504-411.

8. REFERENCIAS

- McGrath**, S.P., J.R. Sanders, M.H. Shalaby. 1988. The effects of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of manganese, zinc and copper. *Geoderma* 42: 177-188.
- Menardo**, S., P. Balsari, E. Dinuccio, F. Gioelli. 2011. Thermal pre-treatment of solid fraction from mechanically-separated raw and digested slurry to increase methane yield. *Bioresource Technology* 102: 2026-2032.
- Merillot**, J.M. 1998. Management strategies related to legislature, economics, agronomic and environmental impact of organic waste. Proceeding of the 8th International Conference on Management Strategies for organic Waste Use in Agriculture, Cemagref, France. 15-34.
- Miguez-Macho**, G., Y. Fan, H. Li. 2013. Global Patterns of Groundwater Table Depth. *Science* 339: 940-943.
- Miller**, J.E., J.J. Hassett, D.E. Koeppe. 1976. Uptake of cadmium by soybean as influenced by soil cation exchange capacity, pH and available phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 5(2): 157-160.
- Mooleki**, S.P., J.J. Schoenau, G. Hultgreen, G. Wen, J.L. Charles. 2002. Effect of rate, frequency and method of liquid swine manure application on soil nitrogen availability, crop performance and N use efficiency in eastcentral Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 82: 457-467.
- Munns**, R., A.J. Richard, A. Laüchli. 2006. Approaches to increasing the salt tolerance of wheat and other cereals. *Journal of Experimental Botany* 5: 1025-1043.
- Murcia**, A.J. 2003a. Principales riesgos derivados de la aplicación de purines en el Valle del Guadalentín, Lorca. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena, 113 p.
- Murcia**, J.F. 2003b. Utilización del purín para fertilización en cultivo de brócoli y su comparación con la fertilización química convencional. Proyecto fin de carrera, Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica. Universidad Politécnica de Cartagena, 103 p.
- Musmeci**, L., P.M. Gucci. 1997. Aspetti igienico-sanitari per la produzione di compost di elevata qualità. *Annali dell'Istituto Superiore di sanità* 33, 4: 595-603.
- Myrold**, D.D., N.R. Posavatz. 2007. Potential importance of bacteria and fungi in nitrate assimilation in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 1737-1743.
- Myrold**, D.D. 1988. Denitrification in ryegrass and winter wheat cropping systems of Western Oregon. *Soil Science Society of America Journal* 52: 412-416.
- Nannipieri**, P., R.L. Johnson, E.A. Paul. 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 10: 223-229.
- Navarro**, S., G. Navarro. 2000. Química Agrícola. Mundi-Prensa, Madrid. 488 p.
- Nelson**, D.W. 1982 Gaseous Losses of nitrogen other than through denitrification. In *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy Monograph 22. Ed. F J Stevenson. Journal of the American Society of Agronomy, Madison, WI. 327-363.
- Nielsen**, N.E., E.M. Hansen. 1984. Macronutrient cation uptake by plants. II. Effects of plant species, nitrogen concentration in plant, cation concentration, activity and activity ratio in solution. *Plant and Soil* 77: 347-365.

- Nielsen**, N.E., H.E. **Jensen**. 1986. The course of nitrogen uptake by spring barley from soil and fertilizer nitrogen. *Plant and Soil* 91: 391-395.
- Nielson**, D.R., J.W. **Biggar**. 1961. Miscible displacement in soils: I. Experimental information *Soil Science Society of America, Proceedings* 25(1): 1-5.
- Nishantha Fernando**, W.A.R.N., K. Xia, C.W. Rice. 2005. Sorption and desorption of ammonium from liquid swine waste in soils. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1057-1065.
- Núñez-Delgado**, A., E. López-Periágo, F. Díaz-Fierros-Viqueira. 2002. Pollution attenuation by soils receiving cattle slurry after passage of a slurry-like feed solution. Column experiments. *Bioresource Technology* 84: 229-236.
- O'Donnell**, A.G., M. Seasman, A. Macrae, I. Waite, J.T. Davies. 2001. Plants and fertilizers as drivers of change in microbial community structure and function in soils. *Plant and Soil* 232: 135-145.
- Obrador**, A., J.M. Alvarez, L.M. Lopez-Valdivia, D. Gonzalez, J. Novillo, M.I. Rico. 2007. Relationships of soil properties with Mn and Zn distribution in acidic soils and their uptake by a barley crop. *Geoderma* 137: 432-443.
- Olsen**, S., C. Cole, F. Watanabe, L. Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular nr 939*. USDA, Washington DC, 19 p.
- Olson**, B.M., D.R. Bennett, R.H. McKenzie, T.D. Ormann, R.P. Atkins. 2009. Nitrate leaching in two irrigated soils with different rates of cattle manure. *Journal of Environmental Quality* 38: 2218-2228.
- OMS**, Organización Mundial de la Salud. 2003. Guidelines for Drinking Water Quality. World Health Organization, Geneva, 417-419.
- Oostwoud-Wijdenes**, D.J., J. Poesen, L. Vandekerckhove, E. de Luna. 1997. Chiselling effects on the vertical distribution of rock fragments in the tilled layer in a Mediterranean soil. *Soil and Tillage Research* 44: 55-66.
- Oostwoud-Wijdenes**, D.J., J. **Poesen**. 1999. The effects of soil moisture on the vertical movement of rock fragments by tillage. *Soil & Tillage Research* 49: 301-312.
- Pan**, W.L., A.G. **Hopkins**. 1991. Plant development, and N and P use of winter barley II Response to tillage and N management across eroded toposequence. *Plant and Soil* 135: 21-29.
- Pathak**, H., D.L.N. **Rao**. 1997. Carbon and nitrogen mineralization from added organic matter in saline and alkali soils. *Soil Biology & Biochemistry* 30: 695-702.
- Paul**, J.W., E.G. **Beauchamp**. 1989. Effect of carbon constituents in manure on denitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science* 69: 49-61.
- Paul**, J.W., E.G. **Beauchamp**. 1994. Short-term nitrogen dynamics in soil amended with fresh and composted cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science* 74: 147-155.
- Paul**, J.W., E.G. **Beauchamp**. 1995. Availability of manure slurry ammonium for corn using ¹⁵N-labelled (NH₄)₂SO₄. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 35-42.
- Paul**, J.W., E.G. **Beauchamp**, X. Zhang. 1993. Nitrous and nitric oxide emissions during nitrification and denitrification from manure-amended soil in the laboratory. *Canadian Journal of Soil Science* 73: 539-553.

8. REFERENCIAS

- Pautler**, M.C., J.T. Sims. 2000. Relationships between soil test phosphorus soluble phosphorus and phosphorus saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal* 64: 765-773.
- Pérez-Alfocea**, F., M.E. Balibrea, A. Santa Cruz, M.T. Estan. 1996. Agronomical and physiological characterization of salinity tolerance in a commercial tomato hybrid. *Plant Soil* 180: 251-257.
- Petersen**, J. 1996. Fertilization of spring barley by combination of pig slurry and mineral nitrogen fertilizer. *Journal of Agricultural Science* 127: 151-159.
- Petersen**, J. 2003. Nitrogen fertilizer replacement value of sewage sludge, composted household waste and farmyard manure. *Journal of Agricultural Science* 140: 169-182.
- Petersen**, S.O. 1999. Nitrous oxide emissions from manure and inorganic fertilizers applied to spring barley. *Journal of Environmental Quality* 28: 1610-1618.
- Peu**, P., F. Birgand, J. Martinez. 2007. Long term fate of slurry derived nitrogen in soil: A case study with a macro-lysimeter experiment having received high loads of pig slurry (Solepur). *Bioresource Technology* 98: 3228-3234.
- Phillips**, V.R., R. Scholtens, D.S. Lee, J.A. Garland, R.W. Sneath. 2000. A review of methods for measuring emission rates of ammonia from livestock buildings and slurry or manure stores. Part 1: assessment of basic approaches. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77: 355-364.
- Plaza**, C. 2002. Aprovechamiento agrícola del purín de cerdo en agroecosistemas semiáridos: efectos sobre suelos y plantas. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Plaza**, C., D. Hernández, J.C. García-Gil, A. Polo. 2004. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1577-1585.
- Plaza**, C., J.C. García Gil, A. Polo. 2005. Dynamics and model fitting of nitrogen transformations in pig slurry amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 2137-2152.
- Poesen**, J., K. Bunte. 1996. Mediterranean Desertification and Land Use. Effects of rock fragments on desertification processes in Mediterranean environments. J. Brandt, J. Thornes. Wiley, Chichester, 257-269.
- Pomares**, F., R. Canet. 2001. Residuos orgánicos utilizables en agricultura: origen, composición y características. Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Servei de Publicacions. Universitat de Lleida. P 1-15.
- Porta**, J. 2010. Introducción a la edafología: uso y protección de suelos. 2ª edición. Editorial Muni-Prensa. Madrid, España.
- Provolo**, G., L. Martínez-Suller. 2007. In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. *Bioresource Technology* 98: 3235-3242.
- Pulleman**, M., A. Tietema. 1999. Microbial C and N transformations during and rewetting of coniferous forest floor material, *Soil Biology & Biochemistry* 31: 275-285.
- Ratto**, S.E. 2006. Los microelementos en el sistema productivo del área pampeana. Micronutrientes en la agricultura. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. M Vázquez. Buenos Aires, 79-112.
- Raworth**, D.A., M.C. Robertson, S. Bittman. 2004. Effects of dairy application on carabid beetles in tall fescue, British Columbia, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 103: 527-534.

- Rees, R., K. Castle.** 2002. Nitrogen recovery in soils amended with organic manures combined with inorganic fertilisers. *Agronomie* 22: 739-746.
- Richards, L.A.** 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkaline soils. Agricultural handbook 60. US Department of Agriculture (USDA), Washington DC.
- Rochette, P., D.A. Angers, D. Côté.** 2000a. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1389-1395.
- Rochette, P., E. Bochove, D. Prévost, D. Angers, D. Côté, N. Bertrand.** 2000b. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1396-1403.
- Romero Díaz, A.** 2007. Atlas Global de la Región de Murcia. Ed. La Verdad-CMM S.A. 616 p.
- Romero-Díaz, A.** 1991. Reproducción del territorio murciana a escala 1:2 000 000. Topográfico. En: Atlas Región de Murcia. La Opinión. Murcia. 420 p.
- Rosswall, T.** 1982. Microbiological regulation of the biogeochemical nitrogen cycle. *Plant and Soil* 67: 15-34.
- Ryden, J.C., L.J. Lund.** 1980. Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units. *Soil Science Society of America Journal* 40: 259-296.
- Ryden, J.C., D.E. Rolston.** 1983. The measurement of denitrification. In *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*. Eds. J R Freney and J R Simpson. Nijhoff/Junk, The Hague, p 91-132.
- Sainju, U., B. Singh, W. Whitehead.** 2002. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil & Tillage Research* 63: 167-179.
- Salazar, F.J., D. Chadwick, B.F. Pain, D. Hatch, E. Owen,** 2005. Nitrogen budgets for three cropping systems fertilised with cattle manure. *Bioresource Technology* 96: 235-245.
- Sánchez, M., J.L. González.** 2005. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. *Bioresource Technology* 96: 1117-1123.
- Sande Fouz, P., J.M. Miran Avalos, C.A. De Abreu, A. Paz Gonzalez.** Minority elements extracted using DTPA and Mehlich-3 in soils dedicated to culture, grassland and forest. *Cadernos Lab. Xeoloxico de Laxe, Coruna.* 2007. Volumen 32, 237-248.
- Saviozzi, A., R. Levi-Minzi, R. Riffaldi, G. Vanni.** 1997. Laboratory studies on the application of wheat straw and pig slurry to soil and the resulting environmental implication. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 61: 35-43.
- Schlesinger, W.H.** 1997. Biogeochemistry: An analysis of global change. 2nd edition. Academic Press, San Diego, CA.
- Sempere, A., J. Oliver, C. Ramos.** 1993. Simple determination of nitrate in soils by second-derivative spectroscopy. *Journal of Soil Science* 44: 633-639.
- Siegenthaler, A., H. Häni, W. Stauffer.** 1998. Long-term effects of excessive organic waste application. *FAO European Cooperative Research Network on Recycling of Agricultural and Municipal Residues in Agriculture.* Ramiran 1998.

8. REFERENCIAS

- Sieling**, K. 2004. Growth stage-specific application of slurry and mineral N to oilseed rape, wheat and barley. *Journal of Agricultural Science* 142: 495-502.
- Sieling**, K., T. Brase, V. Svib. 2006. Residual effects of different N fertilizer treatments on growth, N uptake and yield of oilseed rape, wheat and barley. *European Journal of Agronomy* 25: 40-48.
- Sinegani**, A.A.S., M.S. **Sinegani**. 2012. The effects of carbonates removal on adsorption, immobilization and activity of cellulase in calcareous soils. *Geoderma* 173-174: 145-151.
- Smith** K.A., D.R. Jackson, P.J.A. Withers. 2001. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manure to arable land: phosphorus. *Environmental Pollution* 112: 53-60.
- Smith**, K.A., D.R. Jackson, T.H. Misselbrook, B.F. Pain, R.A. Johnson. 2000. Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research* 77: 277-287.
- Smith**, K.A., D.R. Jackson, T.J. Pepper. 2001. Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. Nitrogen. *Environmental Pollution* 112: 41-51.
- Soil Survey Staff**. 2010. Keys to soil taxonomy, 11th Edition. Natural resources Conservation service (NRCS), Washington DC, U.S.: United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service
- Soon**, Y. 1988. Nutrient uptake by barley roots under field conditions. *Plant and Soil* 109: 171-179.
- Sørensen**, P., M. **Amato**. 2002. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy* 16: 81-95.
- Sørensen**, P. 2004. Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil* 267: 285-296.
- Sørensen**, P., I.K. **Thomsen**. 2005. Separation of pig slurry and plant utilization and loss of nitrogen-15-labeled slurry nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 69: 1644-1651.
- Sørensen**, P., M.R. Weisbjerg, P. Lund, 2003. Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science* 141: 79-91.
- Soumare**, M., F.M.G. Tack, M.G. Verloo. 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioresource Technology* 86: 15-20.
- Stevens**, P.A., C.P. **Wannop**. 1987. Dissolved organic nitrogen and nitrate in an acid forest soil. *Plant Soil* 102: 137-139.
- Stevenson**, F.J., M.A. **Cole**. 1999. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. Second Edition. Edited by John Wiley & Sons, Inc. 427 p.
- Stevenson**, F.C., A.M. Johnston, H.J. Beckie, S.A. Brandt, L. Townley-Smith. 1998. Cattle manure as a nutrient source for barley and oilseed crops in zero and conventional tillage systems. *Canadian Journal of Plant Science* 78: 409-416.
- Stevenson**, F.J. 1982. Origin and Distribution of Nitrogen in soils. F.J. Stevenson, Ed. *Nitrogen in Agricultural Soils*, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, 1-42.
- Stockdale**, E.A., R.M. **Rees**. 1995. Release of nitrogen from plant and animal residues and consequent plant uptake efficiency. *Biological Agriculture and Horticulture* 11: 229-245.

- Stocks-Fischer**, S., J.K. Galinat, S.S. Bang. 1999. Microbiological precipitation of CaCO_3 . *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1563-1571.
- Straczynska**, S. 1994. The influence of fertilizing with manure on the soil acidity. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 413: 283-285.
- Straczynska**, S. 1998. The effects of slurry manuring on properties of humic compounds from sandy soil. *Polish Journal of Soil Science XXXI/2*: 43-48.
- Subbarao**, G.V., C. Johansen, M.K. Jana, J.V.D.K. Kumar Rao. 1990. Effects of the sodium/calcium ratio in modifying salinity response of pigeonpea (*Cajanus cajan*). *Journal of Plant Physiology* 136: 439-443.
- Svensson**, B.H., L. Klemetsson, S. Simkins, K. Paustian, T. Rosswall. 1991. Soil denitrification in three cropping systems characterized by differences in nitrogen and carbon supply. I. Rate-distribution frequencies, comparison between systems and seasonal N-losses. *Plant and Soil* 138: 257-271.
- Tabatabai**, M.A., J.M. **Bremner**. 1972. Assay of urease activity in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 4: 479-487.
- Tate**, R.L. 2000. *Soil Microbiology*. 2nd Edition. John Wiley and Sons, New York.
- Tejada Alamo**, G. 1994. *Vocabulario geomorfológico*. Akal. Madrid. 178 p.
- Thomson**, A.J. G. Giannopoulos, J. Pretty, E.M. Baggs, D.J. Richardson. 2012. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 367: 1157-1168.
- Tiedje**, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. A.J.B. Zehnder (ed.) *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Wiley Interscience: New York, 179-244.
- Torres**, A. 1995. Efectes de la fertilització i aplicació de subproductes ramaders en les propietats químiques dels sòls de la comarca del Pla d'Urgell. Lleida, Universitat de Lleida, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària.
- Torri**, S.I., A. Perez Carrera, C. Rubio, O. Heredia, C. Sainato. 2009. Movilidad de arsénico, cobre y cromo proveniente de estiércol vacuno en un Hapludol típico de la provincia de Buenos Aires 2009. X Congreso Argentino de Ingeniería Rural y II del MERCOSUR, Rosario, Santa Fe.
- Townsend**, T., J. Yong-Chul, T. Tolaymat. 2003. *A Guide to the Use of Leaching Tests in Solid Waste Management Decision Making*. Department of Environmental Engineering Sciences. University of Florida. Report #03-01(A). Disponible en: www.floridacenter.org.
- Trehan**, S.P., A. **Wild**. 1993. Effects of an organic manure on the transformations of ammonium nitrogen in planted and unplanted soil. *Plant and Soil* 151: 287-294.
- Tyler**, L.D., M.B. **McBride**. 1982. Influence of Ca, pH, and humic acid on Cd uptake. In: *Plant and Soil* 64: 259-262.
- Urbano**, P. 1998. *Tratado de Fitotecnia General*. MP 2ª Edición. Grupo Munid-Prensa, Madrid. 853 p.
- U.S. EPA**, United States Environmental Protection Agency. 2004. "Nitrate". IRIS (Integrated Risk Information System). Disponible en: <http://www.epa.gov/iris/subst/0076.htm>
- USDA**, United States Department of Agriculture. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, twelfth edition. Washington, DC. Natural Resources Conservation Service.

8. REFERENCIAS

- USDA-ARS**, United States Department of Agriculture-Agricultural Research Service. 2005. George E. Brown Jr Salinity Laboratory, Riverside, CA, USA. Disponible en : <http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=8908>.
- Vallejo**, A., J.A. Díez, L.M. López-Valdivia, M.C. Cartagena, A. Tarquis, P. Hernáiz. 2004. Denitrification from an irrigated soil fertilized with pig slurry under Mediterranean conditions. *Biology and Fertility of Soils* 40: 93-100.
- Van der Sloot**, H.A. 1998. Quick Techniques for Evaluating the Leaching Properties of Waste Materials: Their Relation to Decisions on Utilization and Disposal. *Trends in Analytical Chemistry* 17: 298-310.
- Van Gestel**, M., R. Merckx, K. Vlassak. 1993. Microbial biomass responses to soil drying and rewetting: The fate of fast- and slow-growing microorganisms in soils from different climates. *Soil Biology & Biochemistry* 25: 109-123.
- Vance**, E.D., P.C. Brookes, D.S. Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19: 703-707.
- Vinther**, F.P., E.M. Hansen, J. Eriksen. 2006. Leaching of soil organic carbon and nitrogen in sandy soils after cultivating grass-clover swards. *Biology and Fertility of Soils* 43: 12-19.
- Walker**, P.M., C.A. Wade, T.R. Kelley. 2010. Evaluation of a polyacrylamide assisted solid/liquid separation system for the treatment of liquid pig manure. *Biosystems Engineering* 105: 241-246.
- Walkley**, A., I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Science* 63: 251-263.
- Westerman**, R.L., T.C. Tucker. 1974. Effects of salts and salts plus nitrogen-15-labelled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification and immobilization. *Soil Science Society of America Proceedings* 38: 602-605.
- Whalen**, S.C., J.T. DeBerardinis. 2007. Nitrogen mass balance in fields irrigated with liquid swine waste. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 78: 37-50.
- Whalen**, J.K., C. Chang, G.W. Clayton, J.P. Carefoot. 2000. Cattle manure amendments can increase the pH of soils. *Soil Science Society of America Journal* 64: 962-966.
- WRB**, World Reference Base for Soil Resources. 2014. World Soil Resources Reports N° 106. Rome, FAO.
- Yagüe**, M.R., A.D. Bosch-Serra, M. Antúnez, J. Boixadera. 2012. Pig slurry and mineral fertilization strategies' effects on soil quality: Macroaggregate stability and organic matter fractions. *Science of the Total Environment* 438: 218-224.
- Ye**, Z.H., J.W. Wong, C.Y. Lan, A.J. Baker. 1999. Lime and pig manure as ameliorants for revegetating lead/zinc mine tailing: a greenhouse study. *Bioresource Technology* 69: 35-43.
- Yin**, F., B. Fu, R. Mao. 2007. Effects of nitrogen fertilizer application rates on nitrate nitrogen distribution in saline soil in the Hai River Basin, China. *Journal of Soils Sediments* 7: 136-142.

- Yousif**, A.M., A.R. **Mubarak**. 2009. Variations in Nitrogen Mineralization from Different Manures in Semi-arid Tropics of Sudan with Reference to Salt-affected Soils. *International Journal of Agriculture and Biology* 11: 515-520.
- Yu**, Q., Y. Chen, X. Ye, Q. Zhang, Z. Zhang, P. Tian. 2007. Evaluation of nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate on nitrogen leaching in undisturbed soil columns. *Chemosphere* 67: 872-878.
- Zachara**, J.M., S.C. Smith, C.T. Resch, C.E. Cowan. 1993. Cadmium sorption on specimen and soil smectites in sodium and calcium electrolytes. In: *Soil Science Society of America Journal* 57(6): 1491-1501.
- Zadok**, J.C., T.T Chang, C.F. Konzak. 1974. A decimal code for growth stages of cereals. *Weed Research* 14: 415-421.
- Zaman**, M., H.J. Di, K.C. Cameron, C.M. Frampton. 1999. Gross nitrogen mineralization and nitrification rates and their relationships to enzyme activities and the soil microbial biomass in soils treated with dairy shed effluent and ammonium fertilizer at different water potentials. *Biology and Fertility of Soils* 29: 178-186.
- Zantua**, M.I., J.M. **Bremner**. 1976. Production and persistence of urease activity in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 8: 369-374.
- Zanuzzi**, A., J.M. Arocena, J.M. van Mourik, A. Faz. 2009. Amendments with organic and industrial wastes stimulate soil formation in mine tailings as revealed by micromorphology. *Geoderma* 154: 69-75.
- Zarabi**, M., M. **Jalali**. 2012a. Leaching of nitrogen from calcareous soils in western Iran: a soil leaching column study. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 7607-7622.
- Zarabi**, M., M. **Jalali**. 2012b. Nitrogen mineralization in two calcareous soils treated with raw organic amendments. *Clean Technologies and Environmental Policy* 15: 317-331.
- Zebarth**, B.J., J.W. Paul, O. Schmidt, R. McDougall. 1996. Influence of the time and rate of liquid-manure application on yield and nitrogen utilization of silage corn in south coastal British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 76: 153-164.
- Zhao**, C., C. Hu, W. Haung, X. Sun, Q. Tan, H. Di. 2010. A lysimeter study of nitrate leaching and optimum nitrogen application rates for intensively irrigated vegetable production systems in Central China. *Journal of Soils Sediments* 10: 9-17.
- Zheng**, L., Z. Qi-Quing, T. Li-Hua. 1982. On the status of microelements in soils and their role in crop production of China. *Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing*, 1-16.
- Ziegler**, D. 1991. Engrais de ferme. Valeur fertilisante, gestion y environment. *ITCF*, 1-35
- Zornoza**, R., A. Faz, D.M. Carmona, S. Kabas, S. Martinez-Martinez, J.A. Acosta. 2012. Plant cover and soil biochemical properties in a mine tailing pond five years after application of marble wastes and organic amendments. *Pedosphere* 22: 1-11.

ANEXO FOTOGRÁFICO

1. FERTILIDAD Y RENDIMIENTO DE CULTIVOS DE CEREAL EN SUELOS AGRÍCOLAS TRAS 2 APLICACIONES DE PURINES DE CERDO

1.1. Muestreo de purines en la zona de estudio 1: La Hoya (Lorca, Murcia)

Figura 1.1.1. Balsa de purines.

Figura 1.1.2. Cerdos en explotación porcina de cebo.

Figura 1.1.3. Muestras de purines.

1.2. Muestreo de purines en la zona de estudio 2: Doña Inés (Lorca, Murcia)

Figura 1.2.1. Cerdos en explotación porcina de maternidad.

Figura 1.2.2. Balsa de purines.

Figura 1.2.3. Recogida de muestra de purín.

1.3. Muestreos de suelo en la zona de estudio 1: La Hoya (Lorca, Murcia)

Figura 1.3.1. Parcelación.

Figura 1.3.2. Muestras de suelo y cajas de Kubiena.

Figura 1.3.3. Perfil de suelo.

Figura 1.3.4. Muestreo Pre-cultivo 1.

Figura 1.3.5. Muestreo Desarrollo de cultivo 1.

Figura 1.3.6. Muestreo Desarrollo de cultivo 1.

Figura 1.3.7. Muestreo Fin de cultivo 1.

Figura 1.3.8. Muestreo Pre-cultivo 2.

Figura 1.3.9. Muestreo Fin de cultivo 2.

Figura 1.3.10. Muestreo Fin de cultivo 2.

Figura 1.3.11. Muestreo Fin de cultivo 2.

1.4. Muestreos de suelo en la zona de estudio 2: Doña Inés (Lorca, Murcia)

Figura 1.4.1. Perfil de suelo.

Figura 1.4.2. Muestreo Pre-cultivo.

Figura 1.4.3. Muestreo Pre-cultivo.

Figura 1.4.4. Muestreo Pre-cultivo 1.

Figura 1.4.5. Muestreo Desarrollo cultivo 1.

Figura 1.4.6. Muestreo Fin de cultivo 1.

Figura 1.4.7. Muestreo Pre-cultivo 2.

Figura 1.4.8. Muestreo Pre-cultivo 2.

Figura 1.4.9. Muestreo Fin de cultivo 2.

Figura 1.4.10. Muestreo Fin de cultivo 2.

1.5. Aplicaciones de purines en la zona de estudio 1: La Hoya (Lorca, Murcia)

Figura 1.5.1. 1ª aplicación, año 2009.

Figura 1.5.2. 1ª aplicación, año 2009.

Figura 1.5.3. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.5.4. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.5.5. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.5.6. 2ª aplicación, año 2010.

1.6. Aplicaciones de purines en la zona de estudio 2: Doña Inés (Lorca, Murcia)

Figura 1.6.1. 1ª aplicación, año 2009.

Figura 1.6.2. 1ª aplicación, año 2009.

Figura 1.6.3. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.6.4. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.6.5. 2ª aplicación, año 2010.

Figura 1.6.6. 2ª aplicación, año 2010.

1.7. Muestreos de cereal en la zona de estudio 1: La Hoya (Lorca, Murcia)

Figura 1.7.1. 1ª recolección, año 2010.

Figura 1.7.2. 1ª recolección, año 2010.

Figura 1.7.3. 2ª recolección, año 2011.

1.8. Muestreos de cereal en la zona de estudio 2: Doña Inés (Lorca, Murcia)

Figura 1.8.1. 1ª recolección, año 2010.

Figura 1.8.2. 2ª recolección, año 2011.

2. LIXIVIACIÓN Y DINÁMICA DE NITRÓGENO EN COLUMNAS DE SUELO INALTERADO ENMENDADAS CON DOSIS LEGISLADAS DE PURINES DE CERDO

2.1. Muestreo de purines en la zona de estudio 2: Doña Inés (Lorca, Murcia)

Figura 2.1.1. Recogida de muestras de purines.

Figura 2.1.2. Recipientes de muestras de purín.

2.2. Material usado para la extracción de columnas

Figura 2.2.1. Columna vacía.

Figura 2.2.2. Material columnas.

2.3. Extracción de columnas de suelo inalterado en campo

Figura 2.3.1. Extracción de columna de suelo.

Figura 2.3.2. Extracción de columnas de suelo.

Figura 2.3.3. Profundidad columna en suelo.

Figura 2.3.4. Columna de suelo extraída.

2.4. Preparación de columnas en laboratorio

Figura 2.4.1. Medición de longitud y peso inicial.

Figura 2.4.2. Acondicionamiento de columnas.

Figura 2.4.3. Hidratación inicial de columnas.

Figura 2.4.4. Acondicionamiento de columnas.

2.5. Aplicación de purines en dosis baja y dosis alta en laboratorio

Figura 2.5.1. Columna de suelo y dosis baja de purín.

Figura 2.5.2. Aplicación manual de purines.

Figura 2.5.3. Columna de suelo y dosis alta de purín.

Figura 2.5.4. Columna con purines.

2.6. Simulación de los eventos de lluvia y extracciones semanales de suelo

Figura 2.6.1. Simulación eventos de lluvia.

Figura 2.6.2. Detalle simulación de lluvia.

Figura 2.6.3. Columnas con recipientes para lixiviados.

Figura 2.6.4. Extracción semanal del suelo superficial.

2.7. Ruptura final de columnas de suelo inalterado

Figura 2.7.1. Medición de longitud y peso inicial.

Figura 2.7.2. Ruptura columnas.

Figura 2.7.3. Muestras de suelo de las columnas.

Figura 2.7.4. Muestras de suelo de las columnas.

Figura 2.7.5. Columnas de metacrilato vacías.

3. DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN SUELOS ENMENDADOS CON DOSIS LEGISLADAS Y EXTREMADAMENTE ALTAS DE PURINES

3.1. Muestras de purines y de suelo de las zonas de estudio 1 y 2

Figura 3.1.1. Muestras de suelo.

Figura 3.1.2. Muestras de suelo.

Figura 3.1.3. Recipientes experimentales para suelo.

Figura 3.1.4. Muestras de purines de la zona 2 y dosis.

Figura 3.1.5. Recipientes experimentales con suelo.

3.2. Aplicación de purines en dosis legislada y extremadamente alta en laboratorio

Figura 3.2.1. Recipientes experimentales.

Figura 3.2.2. Muestras de purines y suelo.

Figura 3.2.3. Suelo con dosis legislada de purines.

Figura 3.2.4. Suelo con dosis extremadamente alta de purines.

Figura 3.2.5. Muestras de suelo.

Figura 3.2.6. Muestras en incubadora.

3.3. Seguimiento y extracciones periódicas durante el ensayo

Figura 3.3.1. Muestras de suelo extraídas.

Figura 3.3.2. Muestras extracciones 1, 2 y 3.

Figura 3.3.3. Control gravimétrico de humedad.

Figura 3.3.4. Mantenimiento capacidad de campo.

Figura 3.3.5. Muestras finales de suelo zona 1.

Figura 3.3.6. Muestras finales de suelo zona 2.

RESUMEN

Las consecuencias del N se están propagando y afectando a la salud de agroecosistemas y ciclos biogeoquímicos. Las perspectivas de futuro son interesantes tanto a nivel regional como global. Considerando que el N desempeña un papel fundamental para la producción de alimentos, son pocas cosas las que se pueden hacer para disminuir la cantidad del N antropogénico creado. Desde un punto de vista científico, los esfuerzos deben enfocarse en entender el destino y las consecuencias del N introducido y donde sea posible, aumentar la eficiencia del uso del N producido. En países como España y comunidades autónomas como la Región de Murcia que presentan una alta producción de subproductos ganaderos, el consumo de fertilizantes debería de reducirse a la vez que se valorizan estos subproductos como abono organo-mineral. La valorización agronómica de purines de ganado porcino es una práctica tradicional que resulta crucial estudiarla tanto técnica como medioambientalmente en condiciones de clima semiárido y desde el punto de vista tanto de la legislación europea, como de los ámbitos nacional y autonómico, que son de aplicación. Por este motivo resultó interesante que en esta tesis doctoral se aplicaran diferentes dosis de purines en suelo: 170 (legislada por la Unión Europea, Directiva 91/676/EEC y RD 261/1996), 340, 510 y 1700 kg de N por ha y año y se estudiaran las diferentes propiedades y características del sistema suelo-agua-planta, especialmente las relacionadas con el ciclo de N. También se evaluaron otros aspectos fundamentales como la influencia de la fertilidad del suelo, el rendimiento de cultivos de cereal, el potencial de lixiviación de compuestos de N como NO_3^- , NH_4^+ y N total soluble y los efectos medioambientales que podría causar la aplicación de dosis no recomendadas o vertidos de purines en suelos agrícolas. Los resultados destacan un aumento del rendimiento de biomasa de cebada en la zona de estudio de Doña Inés para las dosis de aplicación de 170 kg N (9543 kg ha^{-1}) y 340 kg N (13420 kg ha^{-1}) frente al tratamiento control (7990 kg ha^{-1}) en la cosecha del año 2010. Para suelos incubados con purines de cerdo los procesos de nitrificación se incrementaron con el tiempo de incubación hasta $39\text{--}45 \text{ mg kg}^{-1}$ para los tratamientos Control y dosis de 170 kg N ha^{-1} y hasta $54\text{--}285 \text{ mg kg}^{-1}$ para la dosis de 1700 kg N ha^{-1} . Con respecto los resultados correspondientes a los lixiviados, estos variaron durante las 12 semanas de experimentación con valores en la CE de $0,23\text{--}1,51 \text{ dS m}^{-1}$, en el pH de $7,0\text{--}8,3$ y en el N- NH_4^+ los valores fueron iguales o inferiores a 1 mg L^{-1} . Del estudio se concluye que el uso de dosis recomendadas a largo plazo es muy útil para reducir costes en fertilizantes químicos y mantener los niveles de nutrientes en suelos, con tasas de nitrificación y mineralización compatibles con la temporalidad de los cultivos. Por otra parte, los efectos a largo plazo de dosis no recomendadas o sobredosis de purines de hasta 10 veces la dosis aconsejada implicarían potentes consecuencias medioambientales como emisión de gases de N y lixiviación de compuestos de N como NO_3^- y N orgánico hasta los 100 días posteriores a la aplicación. En estas condiciones la dinámica de N llega a estar muy influenciada por las propiedades del suelo tales como el contenido en sales y en carbonatos.