

## Evaluación del riesgo medioambiental en sistemas agropecuarios

Muñoz, M.J , de la Torre, A., Carballo, M., González, M. Díez, J.A., de la Peña, E. , Tarquis, A., y Vallejo, A

### Introducción

Las actividades agropecuarias, agricultura y ganadería, son motivo de consideración actual dentro de la investigación y valoración de riesgos ambientales debido a dos hechos relevantes: la utilización de plaguicidas y la generación de volúmenes importantes de desechos ganaderos.

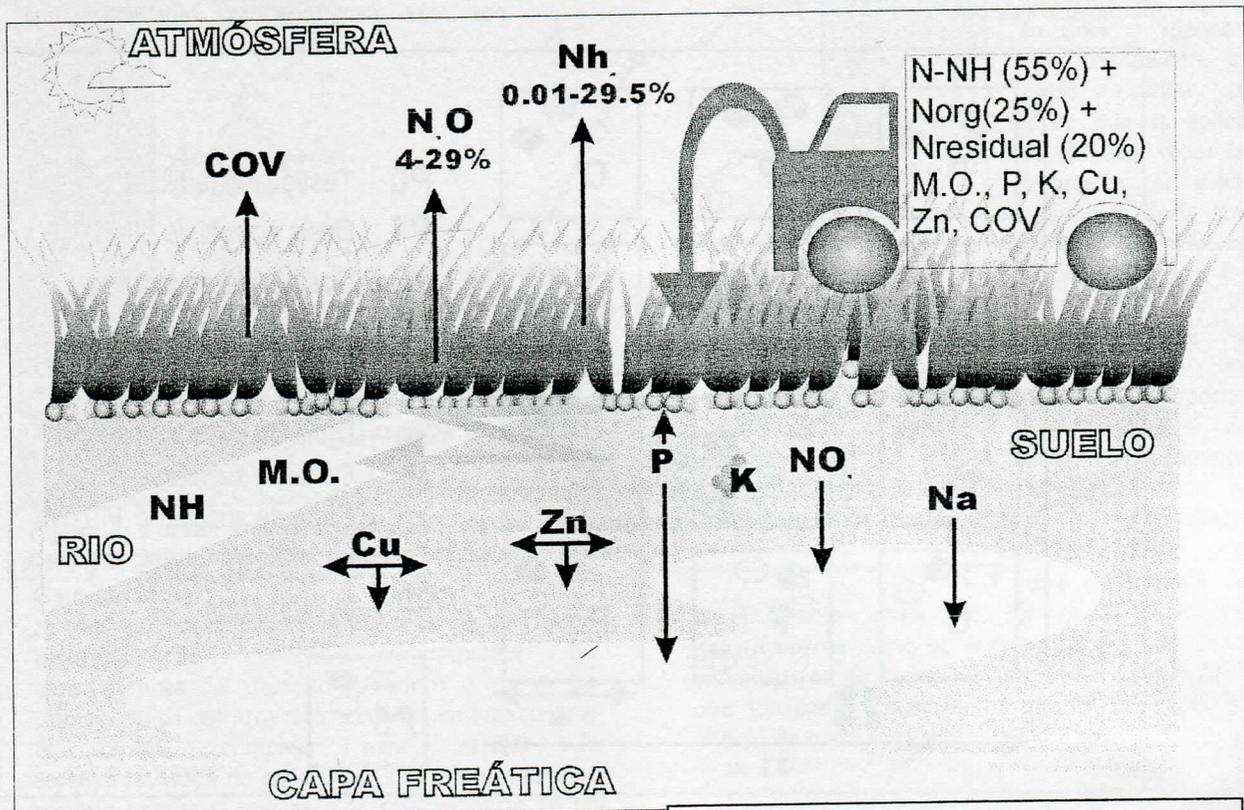
El riesgo de los productos fitosanitarios o plaguicidas para la salud humana ya ha sido previamente considerada por la conferencia anterior. Quedaría por presentar la incidencia de estos productos para el medio ambiente. Sin embargo, ya que existe una preocupación actual debido a la cual la valoración de riesgo medioambiental, al igual que la humana, está regulada (Directiva 91/414/EEC), y prueba de esa preocupación existe una implicación científico-técnica a nivel de la CE muy importante, hemos querido dedicar nuestros esfuerzos al segundo apartado, a la generación de volúmenes de desechos ganaderos, por considerar que es una gran preocupación desde el punto de vista medioambiental, que existe poca investigación en la materia y por considerar también el esfuerzo y compromiso que ha llevado a varios grupos de

investigación en los últimos 4 años a profundizar sobre ello.

El riesgo ambiental está basado en tres consideraciones: las características de toxicidad de la sustancia que se incorpora al medio, su comportamiento ambiental y su capacidad de contactar con un ser vivo (receptor biológico). Lo primero que nos salta a la vista es que en nuestro caso, estamos considerando no una sustancia sino varias sustancias a la vez, lo que hemos denominado "mezcla compleja". Sin embargo, los conceptos de riesgo son igualmente necesarios si pretendemos investigar "la probabilidad de que ocurra un daño por desechos ganaderos en el medio ambiente"

Como resultado de la investigación en el Proyecto: "Valoración de impactos ambientales de las explotaciones porcinas" presentamos a continuación una selección de temas relevantes obtenidos hasta el momento actual.

La importancia de este problema en España, debido al nivel que ocupa la ganadería en nuestro país, nos obliga a ser nosotros los que tengamos que dar este paso si queremos hacer compatibles nuestros



Esquema 1

sistemas de producción con el medio ambiente y a la vez si pretendemos que los desechos ganaderos no supongan un freno a este sector. Tengamos en cuenta que, sólo en ganado porcino, nuestro país produce un total de 25 millones de Tm al año de desechos y que, al igual que en otros países, éstos han sido identificados como una de las principales causas de situaciones contaminantes en las aguas superficiales ocupando el cuarto lugar en denuncias legales ambientales en España.

Áreas de Investigación: Compartimentos ambientales

Aunque la consideración final de una actividad debe de realizarse siempre con una perspectiva global, la compartimentación como herramienta de trabajo nos permite discernir el riesgo en parcelas de estudio (Esquema 1). Así, si referimos los objetivos de investigación que incluiría este Proyecto, debemos de delimitar los distintos Impactos que puede producir un desecho ganadero:

**Compartimentos ambientales:**

**Suelo**

- Contaminantes
  - Ecotoxicidad, persistencia,
  - bioacumulación
- Lixiviación de nitratos
  - Contaminación de aguas freáticas
- Lixiviación de sodio
  - Contaminación de aguas freáticas
- Lixiviación de cobre
  - Contaminación de aguas freáticas
- Acumulación de cobre

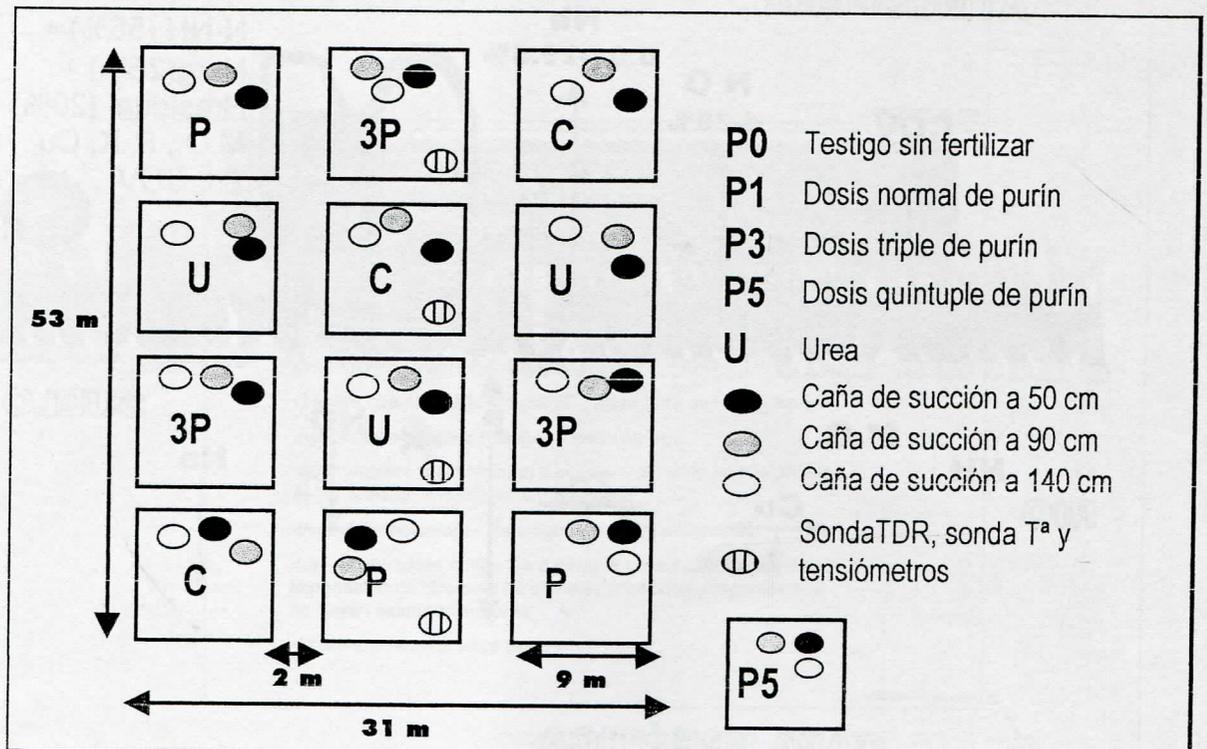
Contaminación en cultivos

**Atmósfera**

- Emisión de: N2O
  - Contribución a efecto invernadero
- Emisión de NH3
  - Contaminación atmosférica-Olores
- Emisión de SH2
  - Contaminación atmosférica-Olores
- Emisión de COV
  - Contaminación atmosférica-Olores

**Agua**

- Dilución de Mat. Orgánica
  - Deplección Oxígeno Disuelto
- Dilución de Nutrientes
  - Eutrofización
- Dilución de materia en suspensión
  - Deplección O.D. , limitación luz y temperatura, etc.
- Dilución de amoniacó
  - Toxicidad en poblaciones piscícolas
- Alteración del pH
  - Modificación de parámetros de toxicidad, sustitución de poblaciones, etc.
- Trabajo experimental
  - Para llevar a cabo la fase experimental de este proyecto, se dispuso de la Finca experimental de La Poveda, de Para la realización del experimento se dispuso de la Finca La Poveda, propiedad del CSIC, situada en Arganda del Rey (Madrid), que por sus características representa una zona



Esquema 2

vulnerable a la contaminación (suelos ligeros, acuífero a poca profundidad (4 m), zona de regadío, etc).

El experimento se llevó a cabo en 12 parcelas de 100 m<sup>2</sup> cada una (Esquema 2), en las que se probaron 3 tratamientos con tres replicados cada uno: Urea (U), aplicación de purín a dosis normal (P1) y a dosis triplicada (P3). Así mismo, se contó con un control (P0) sin tratamiento fertilizante. Transcurrido el segundo año del experimento, se añadió una nueva parcela experimental (de 25m<sup>2</sup>) a la que se aplicó una dosis de purín 5 veces la normal (P5).

La dosis de nitrógeno aplicada en suelo fue de 170 kgN/ha en las parcelas Urea (U). En el caso de las parcelas con purín, las dosis se estimaron anualmente en función del N contenido en el purín y el N residual del suelo.

Tras la aplicación del purín, se procedió a la siembra del campo de cultivo. Los dos primeros años se sembró un cereal de regadío: maíz (var Juanita), y el tercero un cereal de invierno: cebada (var Nevada). El cuarto año de experimentación, se ha sembrado un cultivo de maíz. Durante los cultivos de maíz se utilizó un sistema de riego optimizado por pivot, aplicando 10 riegos (de marzo a diciembre), ajustando la dosis al balance de agua del suelo, de modo que se originaran finalmente unas pérdidas por drenaje de aproximadamente el 20%. Durante el cultivo de cebada únicamente se aplicaron dos riegos de apoyo.

áridas y semiáridas muy representadas en España, el Nitrógeno, principal fertilizante, el potasio, sodio, oligoelementos (Cu y Zn), ácidos grasos, fenoles y derivados, PCBs, etc.,. No consideramos aquí otros contaminantes que están siendo actualmente motivo de investigación como antibióticos y otros residuos de medicamentos. Respecto al nitrógeno, el 55 % del N total del purín se encuentra en forma amoniacal, el 25 % en forma orgánica y el resto es un N residual de lenta mineralización. Cuando el purín se añade al suelo el amoniaco se oxida rápidamente y se transforma en nitrato, que si no se absorbe, se pierde por lixiviación. El Sodio puede contribuir a la salinización de las capas freáticas. En cuanto a los metales pesados, a pesar de la reducción obligada en los piensos hace años, el cobre y cinc, en mayor medida, y el hierro y manganeso en menor medida, debido a su potencial bioacumulación merece la pena hacerles una consideración especial. Además ciertos compuestos de naturaleza orgánica presentes en los purines como PCBs, Fenoles, Indoles y ácidos grasos merecen ser tenidos en cuenta en la evaluación del riesgo medioambiental.

**Lixiviación Nitratos y Sodio**

Uno de los factores tradicionalmente conocidos con más incidencia en la contaminación de acuíferos, los **nitratos**, se lixivian en función de dos factores: del tipo y dosis de fertilizante aplicado y, de la cantidad de agua que recibe el suelo, bien sea procedente de la lluvia o del riego. Así, en un cultivo de maíz, las pérdidas acumulativas de

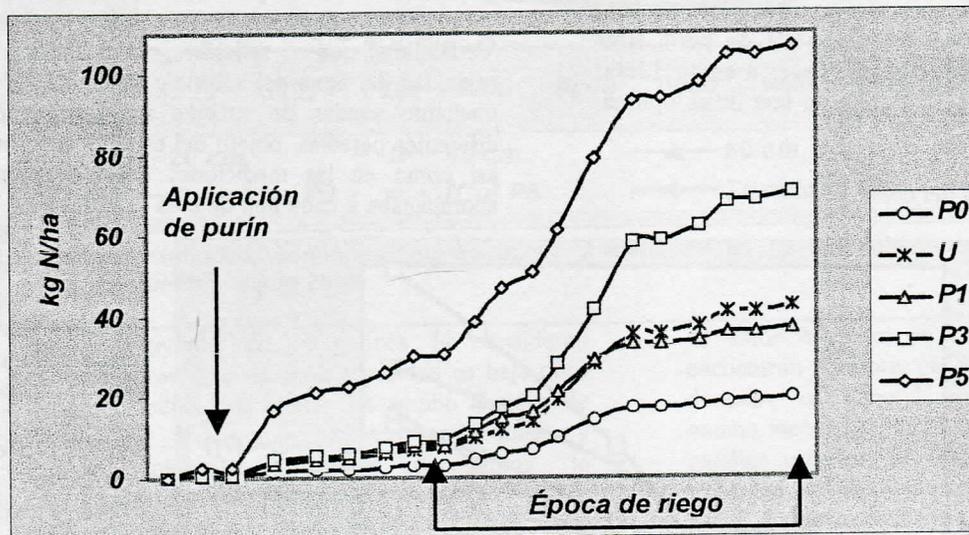


Figura 1 Curvas acumulativas de lixiviación de nitrato correspondientes al cultivo de maíz. Datos obtenidos durante el año 2001.

**Caracterización**

Si tomamos en consideración la filosofía de riesgo, debemos de conocer primeramente las características del desecho ganadero o purín. La primera etapa del proyecto consistió en caracterizar la mezcla compleja para valorar la representatividad de cada uno de sus componentes: materia orgánica, gracias a la cual el purín se ha considerado un emendante importante de tierras

nitrato por lixiviación que alcanzan las aguas freáticas suponen aproximadamente el doble cuando la dosis que se aplica es de dos veces la óptima y el triple cuando la dosis que se aplica es 5 veces la óptima. **Figura 1**

En cuanto a la salinización los aportes excedentarios de purín también afectaron al acuífero, demostrándose que una dosis triple de

purín (como dosis de nitrógeno) repercutía negativamente como se demostraba por las curvas acumulativas de lixiviación de sodio, comparando con los demás tratamientos que se hacían en el cultivo de maíz. **Figura 2**

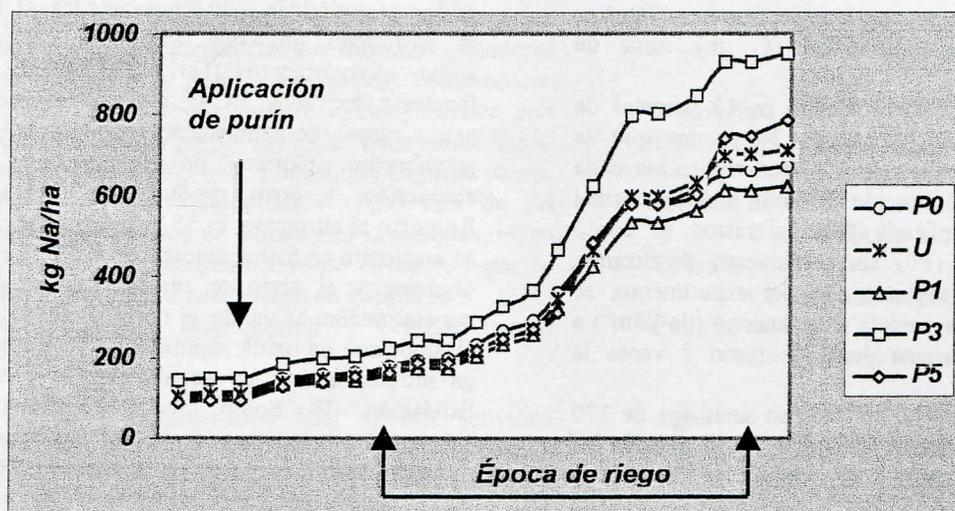


Figura 2. Curvas acumulativas de lixiviación de sodio correspondientes al cultivo de maíz. Datos obtenidos durante el año 2001

**Emisión de gases: N<sub>2</sub>O**

Los resultados obtenidos sobre emisión de gases procedentes de la desnitrificación, considerada una de las cuatro principales que contribuyen al efecto invernadero, fundamentalmente por emisiones agrícolas y con mayor tiempo de retención en la atmósfera (150 años), y sobre la cual se han hecho escasas investigaciones desde el mundo agrícola, nos indican que el mayor riesgo está asociado a las épocas de riego y que los cultivos de regadío al favorecer condiciones de humedad, ofrecen una mayor relevancia en este impacto. Una aplicación exagerada de purín (tres veces la dosis óptima) puede llegar a emitir 12000 dm<sup>3</sup>/ha, frente a 800 dm<sup>3</sup>/ha en una dosis óptima.

Figura 3

**Biodisponibilidad del cobre**

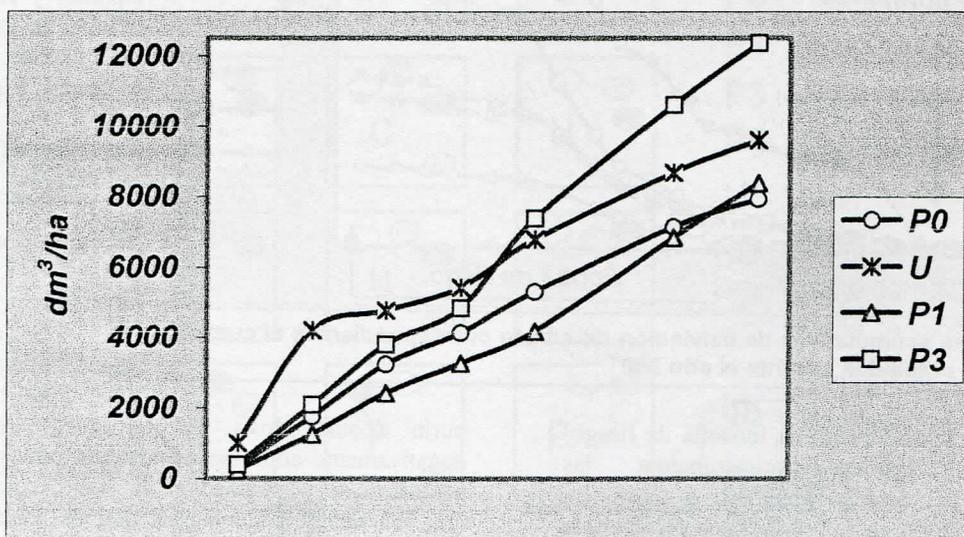


Figura 3. Emisión de gases (N<sub>2</sub>O) procedentes de un suelo cultivado con maíz. Datos correspondientes a 1999.

El efecto de los metales, oligoelementos que forman parte de los piensos, principalmente del cobre, ha sido motivo central de estudio.

Tradicionalmente se ha venido considerando la contaminación del suelo por bioacumulación, el único riesgo asociado a este elemento. La repercusión para el hombre a través de

la cadena alimenticia, destacó este hecho de forma prominente hasta el punto de ser motivo de una consideración legal. Sin embargo, la propia dinámica del cobre que induce, en suelos con altos pHs, a la formación de complejos con la materia orgánica (importante en purines), también puede modificar su solubilidad y como consecuencia la biodisponibilidad de este elemento a los seres vivos. Por tanto es muy importante considerar el entorno químico-físico en el terreno donde la aplicación de un purín se produce. En suelos neutros o ligeramente alcalinos, en los que el experimento se llevó a cabo, podrían estar sucediendo diversos procesos que condujeran a la variabilidad demostrada en los resultados. Variabilidad que se reflejaba, principalmente en la toxicidad del agua del subsuelo, recogida a 50 cms mediante sondas de succión introducidas en las diferentes parcelas, objeto del estudio experimental, así como en las mediciones del ión cobre que acompañaba a cada una de esas valoraciones. Tanto

la humedad del suelo, como los pequeños cambios en los valores de pH, dureza, calcio, etc., pueden explicar esta variabilidad en los resultados de cobre y toxicidad en las aguas del subsuelo a la vez que sugieren una variabilidad en el transporte y biodisponibilidad. Sin embargo, a pesar de esta variabilidad demostrada, es un hecho que dosis

normales de aplicación de purín no alteran ni la

concentración de cobre ni su ingestión por la planta, (si comparamos con otros fertilizantes), una dosis tres veces mayor, altera la concentración en la planta, sin que se tradujera en valores mayores en el agua del subsuelo. Pero una aplicación de 5 veces la dosis óptima se traducía en un incremento en la concentración de cobre, en toxicidad del agua y en la incorporación de cobre por la planta. Los resultados alcanzados hasta la fecha nos hacen reflexionar acerca de estos hechos y nos invitan a profundizar en el entorno donde estos sucesos ocurren, tanto en las particulares características del suelo, en las del cobre (especiación) correspondientes al agua del subsuelo, como en la significación que estas concentraciones tienen en la planta. **Figura 4**

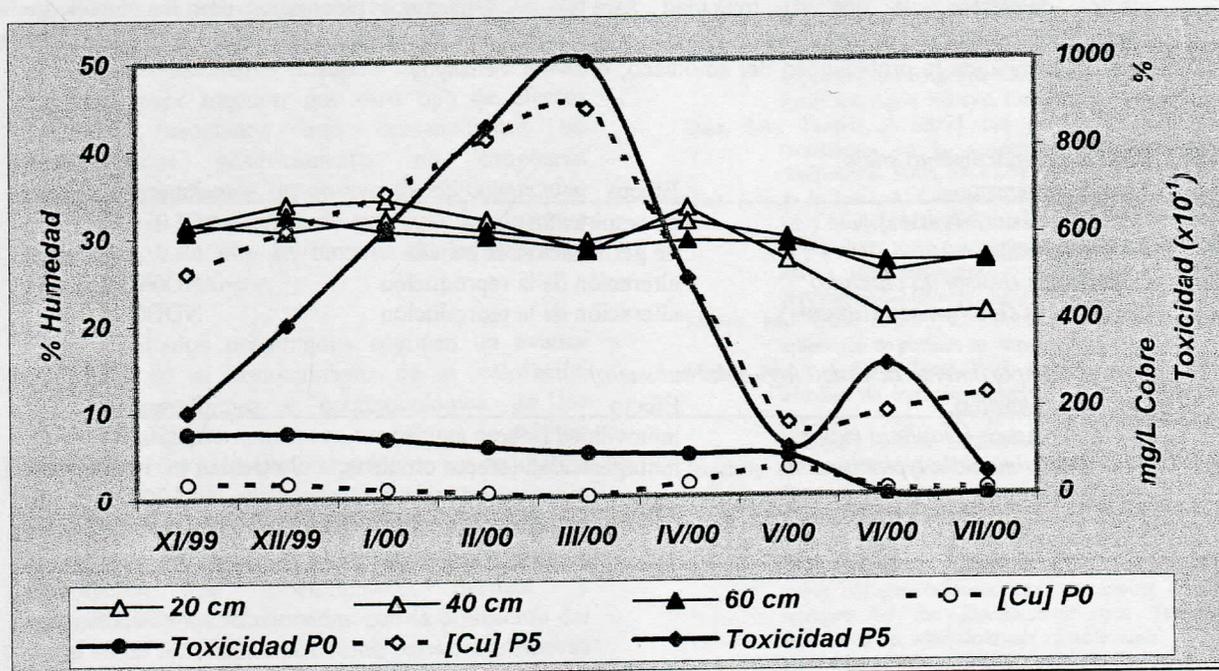
**Contaminantes orgánicos**

Al igual que otras mezclas complejas, los PCBs,

Otros compuestos de naturaleza orgánica que están siendo identificados dentro de los COV asociados a un potencial de contaminación muy relacionado con estos desechos como son los olores, están presentes en una gran proporción. Los ácidos grasos (C<sub>4</sub>-C<sub>40</sub>), fundamentalmente el ácido hexadecanoico y el octadecanoico, en concentraciones de 39 y 64 ppm, son los que tienen mayor representación.

**Ecotoxicidad del efluente**

Otro de los aspectos recogidos a lo largo de este proyecto ha sido la comparación de la toxicidad de los purines dentro de la panorámica general en la que se encuentran los efluentes industriales y urbanos. A través de un estudio exhaustivo llevado a cabo en granjas distintas, con distintos sistemas y fases de producción y distintos sistemas de tratamiento, podemos hablar de que la peligrosidad



**Figura 4.** Humedad, concentración de cobre y toxicidad en suelos cultivados con cebada. Datos correspondientes al año 2000.

son constituyentes de los purines. Se consideran contaminantes ubicuos cuya toxicidad es baja pero tienen posibilidad de ejercer un amplio abanico de efectos en los compartimentos ambientales y especies naturales. Aunque conocemos la contribución de PCBs mediante purines (430 ppb), sería interesante conocer la trascendencia que tienen estos compuestos en la contaminación de suelos. También los compuestos fenólicos son ubicuos. En los purines, el 4-Methylphenol y el 3-Methylindole, son los que están mayoritariamente presentados, con 7,2 y 12,0 ppb. Estos compuestos que proceden de la descomposición bacteriana de las proteínas en el intestino de los animales, no se encuentran en suelo a los 2 y 6 meses después de su aplicación. A la vista de estos resultados, un estudio ulterior requeriría considerar más detenidamente el comportamiento ambiental de estos compuestos.

de estos efluentes en términos de toxicidad, se encuentran siempre en el rango de 1 a 5 % de dilución, en general con una toxicidad aguda mucho menor que muchos industriales y mayor que muchos urbanos. Es importante resaltar que esta toxicidad se encuentra en la fracción filtrable del purín, donde se encuentra el 80 % de los metales y la fracción soluble del amoniaco.

Una de los primeros abordajes efectuados fue la valoración toxicológica del purín para el compartimento acuático. Utilizando las Unidades de Toxicidad, podríamos demostrar la relevancia de los distintos constituyentes del purín (amoniaco, cobre, cinc, 4-methylphenol), de acuerdo a su concentración estimada, a la toxicidad de cada uno y a la toxicidad del purín. De esta forma, la contribución (%) da la toxicidad total valorada

mediante el ensayo estandarizado de *Daphnia magna* de dos compuestos, el amoníaco (100% de contribución) y el cobre (22,5%) se destacan muy por delante del Zinc (1,6% de contribución) y del 4-methylphenol (0,6% de contribución). Estos resultados indican que el riesgo mayoritario del purín para el medio acuático es muy alto debido al amoníaco, por lo que un derrame accidental puede tener consecuencias trágicas para el medio acuático. A medida que el purín se vaya encontrando en forma asimilable por el suelo, este riesgo será menor, debido a que diversas transformaciones biológicas inducen a la formación de otros compuestos como NO<sub>3</sub>, que si llega al freático, su trascendencia habrá que buscarla a través del agua de bebida en mamíferos. Sin embargo para el cobre el riesgo sigue siendo alto y cualquier forma de acceso en el terreno hacia el freático podrá repercutir en el medio acuático, ocasionando efectos deletéreos, ya que su toxicidad para organismos acuáticos es muy alta. Vemos que, aunque disminuida la probabilidad del amoníaco, el

cobre del purín puede repercutir negativamente en el medio.

La repercusión ambiental de la dosificación del purín se ha realizado mediante la utilización de bioensayos que poseen sensibilidad probada a contaminantes diversos y por ello, además de por razones de otra índole (estandarización, practicidad, representatividad, etc.) se han utilizado como una valoración ecotoxicológica, semejante a como se realizaría en una valoración de riesgo de un producto fitosanitario o una sustancia industrial en la UE. La valoración de ecotoxicidad la hemos realizado en el compartimento suelo y en el agua del subsuelo que puede representar el freático. Valoramos en ambos casos la biodisponibilidad a través de los efectos perjudiciales que la aplicación del purín en suelo tendría sobre los seres vivos que dependen del compartimento motivo de estudio. Utilizamos bioensayos con los cuales traducimos una exposición a un efecto que cuantificamos. Los ensayos que hemos empleado son

*Para el compartimento suelo:*

Tipo de organismo	Efecto	Parámetro
Microorganismos (varios)	de respiración	CL0
Plantas (cebada)	de germinación de semilla	CL0
Colémbolos ( <i>Folsomia candida</i> )	alteración de la reproducción	NOEC
Platelmintos ( <i>Enchytraeus albidus</i> )	alteración de la reproducción	NOEC

*Para el compartimento acuático (agua del subsuelo):*

Tipo de organismo	Efecto	Parámetro
Microcrustáceos ( <i>Daphnia magna</i> )	inmovilidad (efecto agudo)	CL50
Bacteria ( <i>Salmonella typhimurium</i> )	mutagenicidad (efecto crónico)	Actividad (nº revertantes) TA 98 TA100

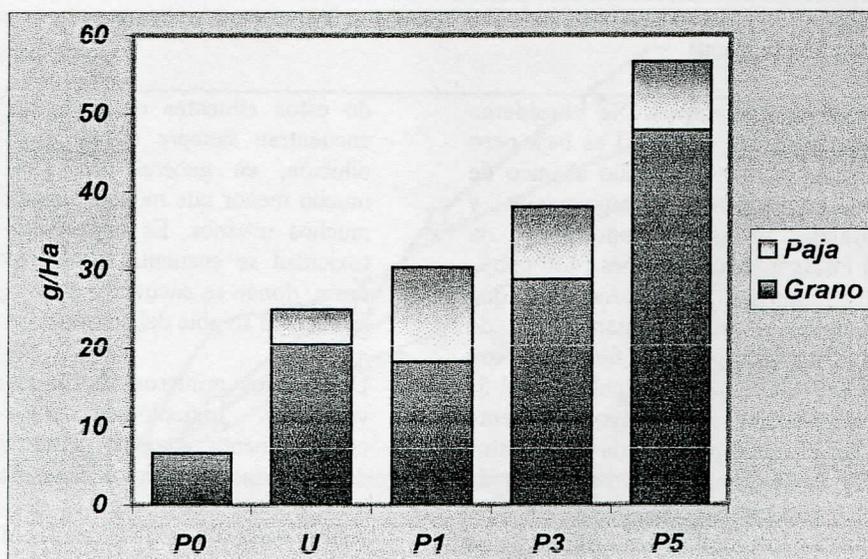


Figura 5. Acumulación de cobre en maíz. Datos correspondientes al año 2000.

Los resultados obtenidos en el compartimento suelo demuestran que para el ensayo de *Folsomia candida*, existen diferencias significativas entre las muestras de suelos testigos, cuando se aplican dosis óptimas y dosis triple de aplicación de purín, a los dos meses post-aplicación, pero no a los seis meses de recibir la aplicación. Sin embargo, ninguno de los compuestos orgánicos analizado fue detectado, sospechando que los datos positivos obtenidos pudieran estar relacionados con algún otro elemento del purín distinto de estos, como por ejemplo el cobre retenido en el suelo que no ha sido movilizado hacia el agua del subsuelo. Ya hemos dicho anteriormente que cuando la dosis de aplicación del purín era muy elevada (5 veces la óptima), la alta toxicidad observada en las muestras del subsuelo a 50 cms de profundidad tenía una correspondencia con las concentraciones de cobre más elevadas. La sospecha de que el cobre esté movilizándose con el agua no es incompatible con la idea de que parte de ese cobre (y Zinc) pueda quedar retenido en los primeros 20 cms de suelo. También, para asegurar que otro tipo de efectos deletéreos asociados con contaminantes no caracterizados analíticamente, no estuvieran presentes, realizamos un ensayo de mutagenicidad que revelaría la existencia de este tipo de efectos a largo plazo, sin que en ninguna de las muestras ensayadas diera efecto.

Estos resultados presentados suponen un avance sustancial en el conocimiento de la valoración integral, agronómica y ecotoxicológica de los purines cuando se aplican en un campo de cultivo. Aunque se han presentado algunos de los resultados más significativos, otros quedan por interpretar. Sin embargo, creemos que, hasta la fecha, estos pueden servir para proporcionar bases científicas para la elaboración de documentos, normas y recomendaciones relacionadas con la utilización del purín como fertilizante así como para trazar nuevas líneas de investigación futuras de hechos y

hallazgos, obtenidos a lo largo de este proyecto que quedan aún por desvelar

### Bibliografía

- Barrueco, C., Guadaño A., Caballo C., Herrera A., Valcarce E. y de la Peña, E. 1999. Evaluación Mutagénica y Genotóxica de los Productos Químicos. En: Evaluación Mutagénica y Genotóxica. E. de la Peña, I. Burguete, A. Guadaño. eds. DGICYT, SEMA, MURCIA '98. Madrid, pp. 271-288.
- Carballo, M. y M.J. Muñoz. 2000. Principales problemas sanitario-ambientales que afectan a la ganadería extensiva e intensiva. *Porci*, 65: 74.
- De la Torre, A.; Diez, J.A.; González, M.; Muñoz, M.J. 2001. Reutilización agraria de purines. Un valor en alza. *Porci*, 65:85-93.
- De la Torre, A., Jiménez, J.A., Carballo, M., Fernández, C., Roset, J., y M.J. Muñoz. 2000. Ecotoxicological evaluation of pig slurry. *Chemosphere* 41. 1629-1635.
- Diez, J.A., Caballero, R., Román, R. Tarquis, A., Cartagena, M.C., Vallejo, A. 2000 Integrated fertilizer and irrigation management to reduce nitrate leaching in Central Spain. *J. Environ. Qual.* 29: 1539-1547.
- Diez, J.A.; Román, R.; Caballero, R.; Caballero, A. 1997 Nitrate leaching from soils under a corn-wheat-corn sequence, two irrigation schedules and three types of fertilizers. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 65: 189-199.
- Diez, J.A., Tarquis, A. 2000. Los purines de cerdo como fertilizantes en la agricultura. Criterios para su dosificación. *Porci*, 58: 41-52.
- Diez, J.A.; de la Torre, A.; Cartagena, M.C.; Carballo, A. Vallejo, M. y Muñoz, M.J. 2001. Evaluation of the application of pig slurry to an experimental crop using agronomic and ecotoxicological approaches" *Journal Environmental Quality*, 30: 2165-2172.
- Muñoz, M.J.; Diez, J.A. 1999. Valoración experimental de la aplicación de purines en campo. *Porci*, 50:37-51.
- Muñoz, M.J. y A. De la Torre. 1998. Aspectos prácticos de los estudios de impacto ambiental en las explotaciones porcinas. Cap. 20: 207-215, En: *Porcinotecnia práctica y rentable*. Muñoz Eds. Luzán Madrid.
- Sánchez, L.; Diez, J.A.; Vallejo, A.; Cartagena, M.C. 2001. Denitrification losses from irrigated crops in Central Spain. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 1201-1209
- Sánchez, L., Diez, J.A.; Vallejo, A.; Cartagena, M.C.; Polo, A. 1998. Estimate of mineralized organic nitrogen in soil using nitrogen balances and determining available nitrogen by the Electroultrafiltration Technique. Application to Mediterranean climate soils. *J. Agri. Food Chem.*, 46: 2036-2043.