

NOVEDADES CIENTÍFICAS EN 2014

EN CIENCIAS AMBIENTALES

LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS AÑADIDAS A LOS SUELOS PUEDEN INFLUIR EN LA DINÁMICA DE LOS PESTICIDAS

Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) los suelos constituyen la base para el desarrollo sostenible de la agricultura, las funciones esenciales de los ecosistemas, y la seguridad alimentaria y, por lo tanto, son la clave para sostener la vida en la Tierra. El suelo agrícola se considera un recurso de alto valor, debiéndose poner las medidas necesarias para evitar su degradación y garantizar su fertilidad tanto en la actualidad como en el futuro, al ser imprescindibles para la obtención de alimentos, producción de fibras y múltiples servicios ecológicos vitales. Por ello, en la agricultura moderna la protección del suelo se ha convertido en un objetivo prioritario.

Por otro lado, la aplicación de enmiendas orgánicas es una práctica común en el manejo del suelo, ya que evita la disminución de la materia orgánica (MO) de las tierras agrícolas, especialmente en los suelos con bajo contenido, como por ejemplo los de las zonas europeas mediterráneas semiáridas. Además, en la actualidad, cada vez existe un mayor número de residuos susceptibles de ser utilizados como enmiendas: restos de poda, subproductos ganaderos, residuos de cosechas, residuos de industrias oleícolas, azucareras, lodos de depuradora, etc. Estos residuos proporcionan macro y micronutrientes, aumentan la capacidad de retención de agua y la porosidad y disminuyen la densidad aparente, contribu-

yendo así a la mejora de las condiciones físicas y químicas del suelo para la producción de cultivos. Es importante aprovechar estos materiales orgánicos, ya que por un lado se resuelve el problema de la acumulación y gestión de residuos y se reducen los impactos negativos que su vertido provoca en el medio ambiente y, por otro, se contribuye a aumentar la fertilidad de tierras pobres en materia orgánica.

Sin embargo, la materia orgánica de estos residuos puede interferir en la dinámica de los pesticidas que se aplican simultáneamente junto con estos residuos con el objeto de aumentar la producción agrícola y proteger y mantener la calidad de los alimentos. Desde el punto de vista agronómico es conveniente que los pesticidas persistan para controlar la plaga durante todo el ciclo del cultivo, pero desde el ambiental se requiere conocer su comportamiento en el medio para prever posibles efectos negativos sobre la flora, fauna, aguas, etc. Los procesos de adsorción son los principales responsables de la persistencia de los pesticidas en el suelo, mientras que los mecanismos de degradación determinan su tiempo de desaparición, que es un factor decisivo para disminuir riesgos de contaminación de las aguas subterráneas, etc.

Por todo ello, investigadores del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca (CSIC) han estudiado el efecto de tres tipos de enmiendas orgánicas de diferente procedencia sobre tres pesticidas: el linurón (*N'*-(3,4-diclorofenil)-*N*-metoxi-*N*-metilurea) que es un herbicida perteneciente al grupo de las ureas, el diazinón (*O,O*-dietil *O*-2-[6-metil-2-(1-metiletil)-4-pirimidinil] fosforotioato) que es un insecticida organofosforado, y el miclobutanil (α -butil- α -(4-clorofenil)-1-*H*-1,2,4-triazol-1-propanonitrilo) que es un fungicida perteneciente al grupo de los triazoles (Figura 1). Los plaguici-

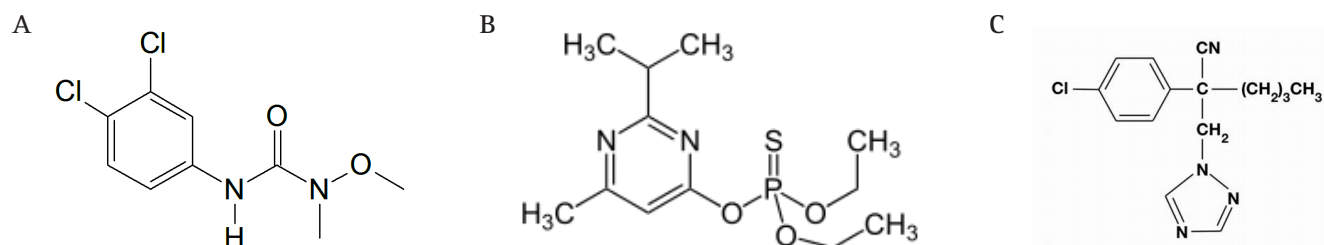


Figura 1. Fórmulas químicas de: (A) Linurón (herbicida), (B) diazinón (insecticida) y (C) miclobutanil (fungicida).



Figura 2. Los residuos agrícolas (sustrato postcultivo de champiñón o desechos de racimos de uvas) pueden emplearse como enmiendas orgánicas para aumentar la fertilidad de los suelos y mejorar sus propiedades.

das elegidos se caracterizan por pertenecer a grupos de compuestos con diferentes estructuras químicas, presentar propiedades físico-químicas distintas y utilizarse extensamente en la agricultura. Estos productos se aplican en grandes cantidades en una amplia gama de cultivos para controlar hierbas anuales, malezas, insectos y ácaros o enfermedades fúngicas (*Science of the Total Environment*, 476-477, 611-621, 2014).

Con respecto a los materiales orgánicos que han seleccionado para el estudio, tienen diferente procedencia: a) lodos de depuradoras provenientes de los residuos de depuración de aguas residuales domésticas sometidos a un tratamiento anaerobio de estabilización, b) subproductos de actividades agrícolas generados por la industria del vino, como es el orujo de uvas, que es un residuo obtenido después del prensado y fermentación de la uva, y que está formado por desechos del racimo, hollejo y semillas, y c) sustratos postcultivo de champiñón que comprende una mezcla de sustrato postcultivo de *Agaricus bisporus* (75%) y *Pleurotus spp.* (25%) recompostada en condiciones aerobias durante varias semanas para mejorar su uniformidad y estabilidad (Figura 2).

En sus investigaciones han estudiado los procesos de adsorción, movilidad y degradación/disipación del linurón, diazinón y miclobutanil en suelos sin enmendar y enmendados con algunos de los tres residuos orgánicos, e incubados en condiciones ambientales entre un mes y un año. Para ello, han marcado los compuestos con el isótopo carbono 14, lo que les ha permitido determinar qué procesos ha sufrido el pesticida antes de degradarse: si se convierte en CO₂ (mineralización), si se encuentra disponible (fracción extraíble) o si está retenido en el suelo. Al determinar la vida media de estos compuestos

(DT50), es decir, el tiempo que tarda en degradarse el 50% de la cantidad de compuesto aplicada inicialmente, han observado que en el caso del herbicida (linurón) disminuyó al aplicar las enmiendas (entre 1,6 y 4,8 veces), mientras que para el insecticida y el fungicida los efectos fueron contrarios, ya que aumentó su tiempo de vida media (entre 1,7 y 2,6 veces). Los DT50 más bajos para los tres pesticidas se registraron en suelos enmendados con orujo de uva y los valores más altos en suelos

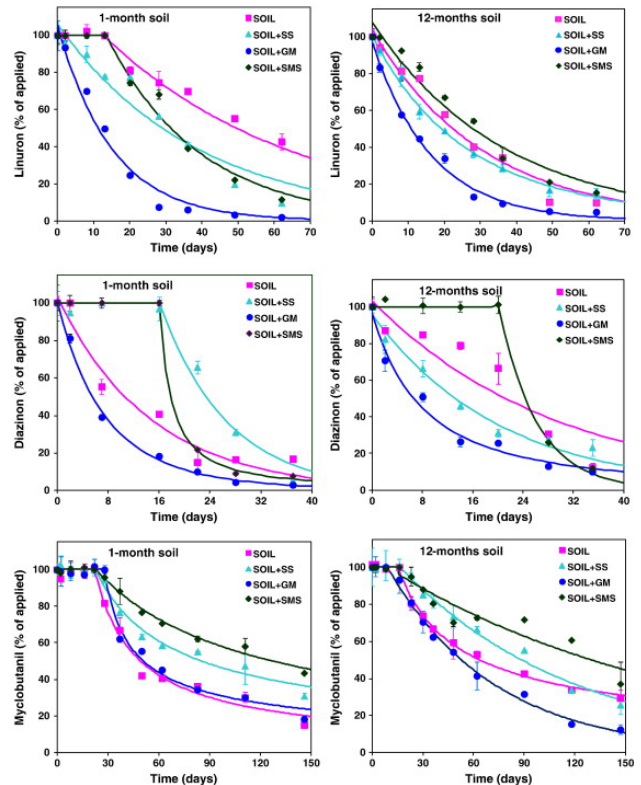


Figura 3. Cinética de disipación del linurón, diazinón y miclobutanil en el suelo sin enmendar y en suelos enmendados con lodos de depuradora (SS), orujo de uva (GM) y sustrato de champiñón (SMS). Periodo de incubación: 1 mes y 12 meses.

enmendados con sustrato de champiñón. La Figura 3 muestra la disminución de las concentraciones (% de cantidad aplicada inicialmente) de los tres pesticidas en los suelos enmendados y sin enmendar con los diferentes tiempos de incubación. Estos resultados han demostrado que los pesticidas sufren diferentes mecanismos de degradación en el suelo y que las enmiendas tienen efectos distintos sobre la disipación de los mismos en los suelos.

En conclusión, los resultados obtenidos indican que la aplicación simultánea de enmiendas orgánicas y pesticidas a los suelos podría alterar la movilidad de pesticidas, y el grado de modificación dependerá de la naturaleza de la enmienda y de las características de los pesticidas. Los pesticidas que tienen mayor tendencia a ser adsorbidos por la materia orgánica soluble se podrían encontrar más biodisponibles y se degradarían más rápidamente. Consideraciones que deberían tenerse en cuenta para mejorar las prácticas agrícolas y en la prevención de la contaminación de las aguas subterráneas y suelos.

DESTINO DE LOS RESIDUOS DE PLÁSTICO EN EL OCÉANO

La contaminación de basura de plástico está presente en todos los mares y océanos del planeta (Figura 4), acumulándose también en las zonas costeras y afectando negativamente a la vida acuática, al turismo y a la navegación. Estos residuos generan graves problemas ambientales, dada su gran durabilidad y flotabilidad, así como su capacidad para adsorber otras sustancias tóxicas. La fotodegradación y la erosión de estos plásticos hacen que se fragmenten en trozos más pequeños, dispersándose con las corrientes oceánicas y pudiendo ser ingeridos por los animales. Esto puede provocar obstruc-



Figura 4. Contaminación por plásticos en Freedom Island, Manila (Filipinas). Fuente: Five Gyres Institute.

ciones en el aparato digestivo de la fauna marina, además de que las sustancias tóxicas adsorbidas en la superficie de los plásticos pueden pasar a la cadena trófica.

Por ello, es necesario monitorizar la distribución mundial y la abundancia de los residuos plásticos, con objeto de mitigar los problemas que ocasionan. Sin embargo, hay aún una gran falta de conocimiento sobre su distribución especialmente en los mares del hemisferio sur y en regiones remotas y los estudios realizados hasta la fecha sólo han considerado piezas de plástico menores de 5 mm.

Un estudio realizado por investigadores del Five Gyres Institute de California e instituciones de otros países (*PLoS ONE*, 9, e11193, 2014) ha recopilado datos desde 2007 a 2013 en 24 expediciones oceanográficas por los cinco giros subtropicales (Pacífico Norte, Pacífico Sur, Atlántico Norte, Atlántico Sur y Océano Índico), y áreas adyacentes a las costas densamente pobladas (costa australiana, Bahía de Bengala y Mar Mediterráneo) utilizando redes de arrastre y sondeos visuales en transecto para recoger los residuos plásticos, con un total de 1571 puntos de muestreo. Estos investigadores utilizaron tanto sus propios datos como los de otros trabajos para elaborar un modelo de distribución mundial, número y peso de residuos plásticos diferenciados en clases de tamaños, teniendo en cuenta además la dirección y velocidad de las corrientes y vientos, la producción mundial de plásticos, y la capacidad de degradación de estos residuos por el sol y las olas.

Basándose en este modelo, los autores de este trabajo han estimado que se encuentran actualmente flotando en los océanos 5,25 trillones de partículas de plástico, pesando 268.940 toneladas (Tabla 1) y extendiéndose por todos los mares, incluso en zonas costeras poco pobladas muy lejos de los focos de origen. Las estimaciones indican que aproximadamente un 57% (56% en número de partículas) en peso de plástico se encuentra en el hemisferio norte, correspondiendo un 36% en peso (38% en número de partículas) al Pacífico Norte (ver distribución en Figuras 5 y 6). Estas cantidades no son mucho mayores que en el hemisferio sur, a pesar de haber un consumo de plástico bastante menor en este último, siendo el Océano Índico donde hay mayor contaminación por estos residuos. El trabajo también mostró que la inmensa mayoría de las piezas de plástico son de pequeño tamaño, con un 92% de partículas correspondiente a microplásticos (< 4,75 mm), procedentes de la fragmentación de los trozos grandes. En cuanto al peso, un

Tabla I. Estimaciones del número de partículas ($n \times 10^9$ piezas) y peso ($p \times 10^2$ toneladas) de residuos plásticos en los océanos.

	Size class	NP	NA	SP	SA	IO	MED	Total
Count	0,33-1,00 mm	68,8	32,4	17,6	10,6	45,5	8,5	183,0
	1,01-4,75 mm	116,0	53,2	26,9	16,7	74,9	14,6	302,0
	4,76-200 mm	13,2	7,3	4,4	2,4	9,2	1,6	38,1
	> 200 mm	0,3	0,2	0,1	0,05	0,2	0,04	0,9
	Total	199,0	93,0	49,1	29,7	130,0	24,7	525,0
Weight	0,33-1,00 mm	21,0	10,4	6,5	3,7	14,6	14,1	70,4
	1,01-4,75 mm	100,0	42,1	16,9	11,7	60,1	53,8	285,0
	4,76-200 mm	109,0	45,2	17,8	12,4	64,6	57,6	306,0
	> 200 mm	734,0	467,0	169,0	100,0	452,0	106,0	2028,0
	Total	964,0	564,7	210,2	127,8	591,3	231,5	2689,4

NP: Pacífico Norte; NA: Atlántico Norte; SP: Pacífico Sur; SA: Atlántico Sur; IO: Océano Índico; MED: Mar Mediterráneo

75,4% corresponde a macroplástico (> 4,75 mm), un 11,4% a mesoplástico y 13,2% a microplástico.

Por otro lado, los resultados de este estudio mostraron también una gran discrepancia entre la cantidad estimada de plástico de pequeño tamaño presente en la superficie del océano y la cantidad esperada (de hasta un orden de magnitud mayor), calculada a partir de la ratio de fragmentación de trozos más grandes.

Otro estudio realizado en el mismo año por científicos españoles (*Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 10239-10244, 2014), fruto de la expedición Malaspina que circunnavegó el globo en 2010, también encontró que la cantidad esperada de microplásticos era 100 veces mayor que la observada, indicando una pérdida del 99% de estos materiales en la superficie del océano. El destino final de estos residuos desaparecidos no es del todo conocido, pero otros mecanismos de eliminación de plástico podrían jugar un papel relevante, como su fragmentación en nanopartículas indetectables por métodos de muestreo convencionales y de menor flotabilidad, su hundimiento al ser recubiertos de

microorganismos o incorporados en los detritos, o su transferencia a la cadena trófica al ser ingeridos por los organismos marinos.

Otro trabajo más reciente (*Royal Society Open Science*, 1, 140317, 2014) ha desvelado parte de este misterio, al recolectar muestras de sedimentos y de corales de 16 puntos del Mar Mediterráneo, Atlántico Norte y Océano Índico (2001-2012). Este estudio indicó que el destino de todo este plástico desaparecido de la superficie probablemente sea los sedimentos de los fondos marinos, donde el microplástico se concentró en forma de fibras en cantidades de cuatro órdenes de magnitud mayores que en la superficie. Estas microfibras, predominantemente de poliéster, pertenecen a una fracción aún no muestreada y analizada hasta ahora.

Así, tras todas estas investigaciones, lo crucial ahora es establecer metodologías más adecuadas y consistentes de muestreo, tanto en superficie como en el fondo oceánico, así como estudiar más a fondo los efectos físicos y toxicológicos de los microplásticos, con objeto de conocer mejor el impacto de estos residuos en los ecosistemas marinos.

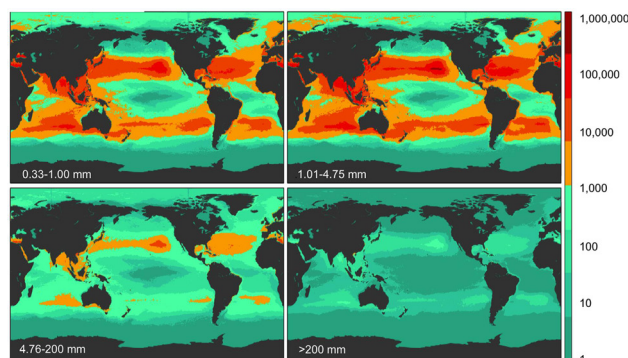


Figura 5. Modelo de distribución de densidad en número de partículas (piezas km^{-2}).

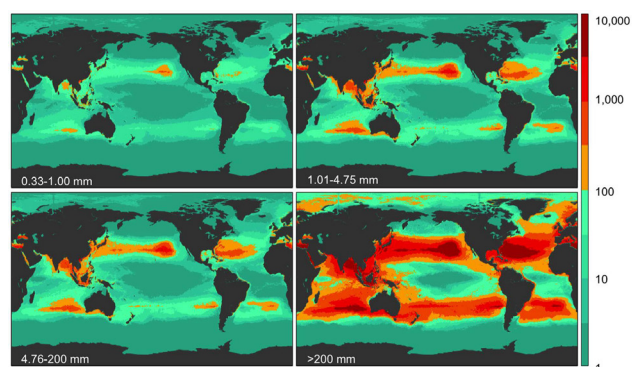


Figura 6. Modelo de distribución de densidad en peso (g km^{-2}).

UTILIZACIÓN DE MICROALGAS PARA LA ELIMINACIÓN DE AMONIO EN EFLUENTES DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS GANADEROS

Una gestión inadecuada de los residuos ganaderos puede provocar serios impactos ambientales, como la eutrofización, debido a su elevado contenido en materia orgánica, nitrógeno y fósforo. Una manera eficaz de gestionar estos residuos es mediante la digestión anaerobia, ya que descompone la materia orgánica, además de producir biogás para su uso como combustible. Sin embargo, en este proceso se generan efluentes líquidos que también presentan graves problemas de contaminación debido a su alta concentración de nutrientes, entre ellos nitrógeno en forma de amonio.

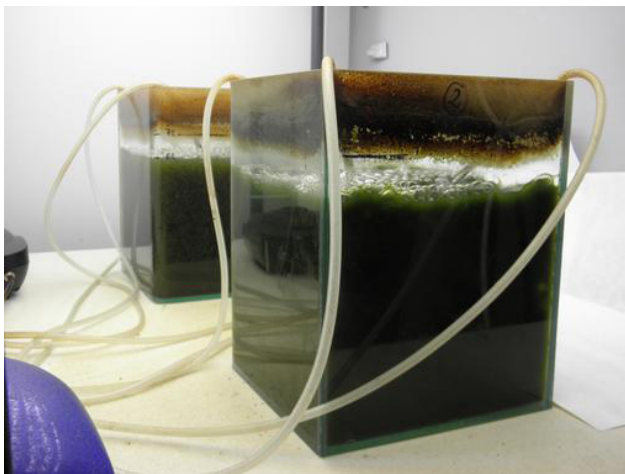


Figura 7. Cultivo de microalgas. Fuente: NEIKER-Tecnalia.

Estos efluentes resultan ser un medio de cultivo idóneo y económico de microalgas (Figura 7), las cuales asimilan los nutrientes contenidos en el efluente, evitando así su dispersión en el ambiente y la contaminación de aguas superficiales. Además, la biomasa algal obtenida puede ser utilizada para producción de biogás, alimentación animal, fertilización y otros usos comerciales (alimentación humana, industria farmacéutica, cosmética, energía, etc.). Sin embargo, durante el cultivo de microalgas se incrementa el pH del medio hasta valores de 7-9, lo que provoca la transformación de iones amonio (NH_4^+) en gas amoniacal (NH_3), perdiéndose por volatilización y contaminando la atmósfera. Para evitar este pH elevado, es necesaria la inyección de aire con altos contenidos de CO_2 , lo cual encarece el proceso.

Por ello, investigadores del Instituto Vasco de Investigación y Desarrollo Agrario, NEIKER-Tecnalia, han es-

tudiado la utilización de una microalga acidófila, la *Chlamydomonas acidophila* (Bioresource Technology, 153, 62-68, 2014). Esta especie, dominante en medios de condiciones extremas como en Río Tinto, es capaz de adaptarse a situaciones de alta toxicidad por metales pesados y elevada acidez (pH 2-3), por lo que su cultivo en efluentes podría reducir el contenido en amonio y prevenir la pérdida de amoniaco por volatilización. Así, el estudio realizado por estos investigadores trató de evaluar el crecimiento y la eficiencia de eliminación de amonio de esta especie cultivada en efluentes de digestión anaerobia bajo diferentes condiciones de pH, contenido en sólidos, densidad celular, intensidad de luz y concentración de efluente.

El crecimiento de *C. acidophila* es óptimo a valores de pH por debajo de 6. En este estudio el alga creció de forma adecuada cuando el pH se encontraba próximo a 3, mientras que a pH 8 su desarrollo estuvo muy limitado (Figura 8). También se observó que a elevados pH el nitrógeno amoniacal del efluente disminuyó hasta su completa desaparición, lo que fue totalmente debido a su

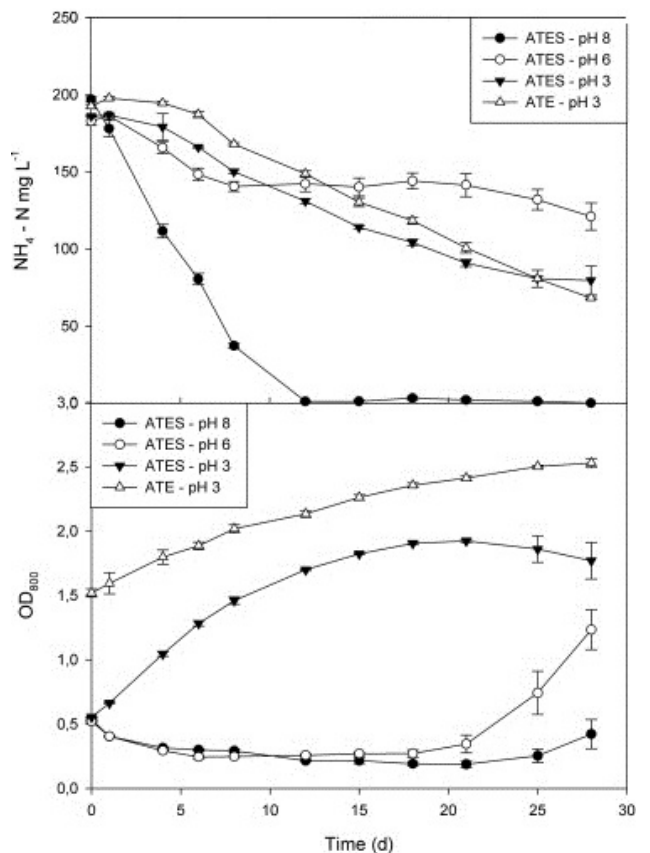


Figura 8. Concentración de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y concentración de biomasa algal (OD_{800} , densidad óptica a 800 nm de longitud de onda) durante el cultivo en un medio con 10% de efluente sin centrifugar (ATE) y del sobrenadante del efluente (ATES), ajustados a pH 8, 6 y 3.

volatilización como amoníaco. En cambio, a pH más bajos la desaparición del amonio se debió a su asimilación por la microalga, llegando a eliminar hasta 88 mg/l en 10 días.

Esta alga demostró no sólo crecer en condiciones de elevada turbidez y alto contenido en sólidos, como los de estos efluentes, sino que también fue capaz de desarrollarse adecuadamente y asimilar nitrógeno en medios de elevada concentración de amonio, de hasta 1000 mg/l (lo que equivale a un 50% del efluente), mostrando una tolerancia mucho más alta que otras especies de microalgas. Esto se debe a que a los bajos pH en los que se cultiva esta especie no permite la formación de amonia-

co, que es la sustancia que inhibe el crecimiento en vez del amonio.

Los resultados del estudio mostraron así que el cultivo de la microalga *C. acidophila* es una técnica prometedora para la eliminación de nitrógeno amoniacal en efluentes provenientes de la digestión anaerobia, evitando totalmente la volatilización de amoníaco a la atmósfera sin necesidad de inyectar aire rico en CO₂ en el medio de cultivo.

Consuelo Escolástico León

Javier Pérez Esteban

Dpto. de Química Orgánica y Bio-Orgánica