

El uso de biosólidos en el sector forestal valenciano

La aplicación de la Directiva comunitaria 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas supone la depuración de las aguas generadas por núcleos de población superiores a 2000 habitantes equivalentes¹. Su implementación representa la producción de grandes cantidades de productos de la depuración, entre ellos, los denominados biosólidos o lodos orgánicos. La producción de biosólidos en depuradoras urbanas ha pasado, en la Comunidad Valenciana, de poco más de 90.000 toneladas en 1994 a más de 350.000 en 1999 (EPSAR, 2000). De éstos, 88.000 toneladas (25%) no serían aplicables a tierras agrícolas, y por tanto, y a falta de una legislación específica, tampoco utilizables en terrenos forestales. Un proceso análogo se está produciendo en el resto de CC.AA. y países de la Comunidad Europea (Williams, 1998; Krogman et al., 1998). La producción de biosólidos en la Unión Europea podría aumentar desde los 7,2 millones de toneladas de peso seco registradas en 1992 hasta más de 11 millones en 2005 (Hall & Dalimier, 1994).

Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Casanova, G., Vallejo, V.R., Díaz Bertrana, J.M., Llavador, F., & Ruano Martínez, R.

En España, más de la mitad de los 0,75 millones de toneladas de biosólidos producidos en 1995 se reutilizaron en agricultura (DGXI Rapport, 1999). Esta cifra es algo superior a la media de los países de la UE (40 % en 1992; Hall & Dalimier, 1994) e inferior a la registrada en la Comunidad Valenciana en 1999. Durante este año, el 80 % de los biosólidos utilizables en agricultura fueron asignados a tal fin, lo que representa casi el 60 % de los biosólidos producidos (EPSAR, 2000). Sin embargo, el uso agrícola de los biosólidos está condicionado por la superficie de tierra disponible y por restricciones en los tipos de biosólidos y dosis aplicables. La superficie de tierra agrícola ha disminuido en España, como en otros países de la cuenca mediterránea, desde la mitad del siglo XX. Por ejemplo, en la provincia de Alicante se ha producido el abandono de cerca de 10.000 ha de cultivo, especialmente en la segunda mitad del pasado siglo (Padilla, 1998), y el incremento de la superficie ocupada por bosques y matorrales (16 % en 1957, 40 % en 1994) (Hernández, 1997). Este proceso de abandono ha sido promovido mediante políticas de ámbito comunitario y local (Reglamentos 2078/92/CEE, 2079/92/CEE y especialmente 2080/92/CEE y 1257/99/CEE;

RD 378/93; RD 152/96). Se estima que en España, la aplicación de dichas directivas supuso la forestación de cerca de 400.000 ha desde la aplicación del Decreto hasta diciembre de 1996, de un total de 806.593 ha disponibles (Gómez-Jover & Jiménez, 1997). En la Comunidad Valenciana el programa de forestación de zonas agrarias podría afectar a más 25.000 ha si se tiene en cuenta la modificación introducida en 1996 (RD 152/96) (Padilla, 1998). Sin embargo, las 471 aprobaciones efectuadas entre 1993 y 1994 supusieron un total de menos de 6.000 ha reforestadas (Gómez-Jover & Jiménez, 1997).

Por otra parte, la Unión Europea está considerando la enmienda de la Directiva 86/278/CEE, relacionada con los límites en el contenido de metales pesados y algunos compuestos orgánicos en biosólidos (ver [Tabla 1](#)). Algunos países miembros han establecido controles más estrictos en este sentido (EEA-European Topic Center on Waste).

Es obvio que la aplicación agrícola es, y probablemente seguirá siendo, una alternativa mayoritaria, con una demanda muy superior a la forestal. Sin embargo, los condicionantes anteriormente descritos podrían limitar el uso agrícola de los biosólidos a nivel local, fenómeno que está ocurriendo ya en algunos países centroeuropeos.

Tabla 1. Concentraciones máximas de metales en biosólidos aceptables para su aplicación agrícola.

Metal	Según Orden 28 de mayo de 1998	Valor límite (mg/kg sms.) según R.D. 1310/1990		Nueva ⁽¹⁾ propuesta UE	EPA * ⁽¹⁾
		suelo ph <7	suelo ph <7		
Cadmio	3	20	40	10	85
Cobre	450	1000	1750	1000	4300
Níquel	120	300	400	300	420
Plomo	150	750	1200	750	840
Zinc	1100	2500	4000	2500	7500
Mercurio	5	16	25	10	57
Cromo	270	1000	1500	-	-

1 Habitante-equivalente: carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO5) de 60 g de oxígeno por día (Directiva 91/271/CEE).



Zonas susceptibles a la adición de enmiendas orgánicas.

UTILIZACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN EL SECTOR FORESTAL

El uso de biosólidos en el sector forestal es mucho menos común que en el sector agrícola. Sin embargo, esta práctica se ha incrementado considerablemente en los últimos años. La aplicación de biosólidos en bosques era común en los EE.UU. en la década de los 80 (Bockway et al., 1986; Bastion, 1986; Urie, 1985). También Australia y Nueva Zelanda tienen una larga tradición en el uso de aguas residuales y biosólidos en plantaciones forestales (Stewart et al., 1986; Barton et al., 1987; Benyon et al., 1991; Adams et al., 1991; Loch et al., 1995; Constantini et al. 1995). En el Reino Unido la utilización de biosólidos durante la plantación y después de una entresaca se considera una alternativa interesante (Moffat & Bird, 1988; Moffat et al., 1991), y actualmente este tipo de aplicaciones afecta a cerca de un 1% de la producción de biosólidos (Williams, 1998). En Francia, aguas residuales y biosólidos han sido aplicados con objetivos experimentales y de gestión (Aubert, 1990; Pibot, 1998; M. Cadillon, Societé Canal de Provence, com. pers.).

En la actualidad no existe normativa comunitaria que regule la utilización de biosólidos en el sector forestal, y únicamente los países con mayor tradición en esta práctica han desarrollado instrumentos al respecto. Dentro del ámbito comunitario, en el Reino Unido la reutilización forestal ha ido acompañada de la aprobación de un código de buenas prácticas (Williams, 1998). En los EE.UU. la Agencia para la Protección Ambiental (EPA) ha promulgado las normativas 40 CFR 503 y 40 CFR 501 relativas a la gestión de biosólidos (Henry & Cole, 1997). Estas normativas, así como el manual para la aplicación de biosólidos y aguas residuales (US EPA, 1995) contemplan la aplicación de biosólidos en el sector forestal. Este

Tabla 2. Aplicación de biosólidos en bosques jóvenes (2-10 años) según el Manual de la Agencia para la Protección Ambiental de los EE.UU. (US EPA, 1995).

VENTAJAS

1. Los plantones son más tolerantes que en fases anteriores a la aplicación de lodos brutos.

2. El control de la competencia representa un menor problema que cuando la aplicación se hace después de la tala o roza ya que los plantones están establecidos

3. La asimilación de N está incrementando rápidamente, y por ello las dosis de aplicación pueden ser mayores que anteriormente.

4. El acceso de la maquinaria para la aplicación del lodo suele ser aún

aceptable.

5. Es de esperar una respuesta sustancial de los plantones de la mayoría de especies de coníferas y planifolios en términos de crecimiento.

INCONVENIENTES

1. La aspersión de lodo sobre las plantas debe restringirse al período de dormancia, para evitar daños sobre el follaje. La aplicación en períodos de lluvias aliviaría este problema.

2. No se puede excluir el control de malas hierbas.

último documento discute la idoneidad de los suelos forestales para este cometido, y hace un repaso a las numerosas experiencias de aplicación de biosólidos en terrenos asignados a la producción de madera y fibra, los bosques federales y estatales, las propiedades forestales privadas, etc. A modo de ejemplo, en la **Tabla 2** se detallan algunas ventajas e inconvenientes de la aplicación de biosólidos en bosques jóvenes (de 2 a 10 años).

La inexistencia de una normativa específica supone que, en la práctica, las aplicaciones forestales se rigen por regulaciones de carácter general, frecuentemente concebidas desde una perspectiva agrícola. Sin embargo, los medios forestales presentan algunas diferencias relevantes en relación con la reutilización de biosólidos.

1. **Respecto al suelo agrícola**, los terrenos forestales suelen ser más remotos y de más difícil acceso. Además, en ellos se pretende la recuperación de un ecosistema (proceso acumulativo). Por todo ello las visitas a la zona de aplicación no sólo son costosas, sino que además podrían comprometer la propia auto-organización del sistema, y por tanto deben ser reducidas al mínimo.

2. Además, **si lo que se intenta con la actuación es promover los procesos agradativos del ecosistema**, se debe tender a provocar el mínimo impacto (la mínima destrucción de otras especies, alteración del suelo, etc.). Ello supone que prácticas frecuentes en medios agrícolas, como el labrado de toda la superficie o la aplicación subterránea, se ven muy limitadas cuando no excluidas en medios forestales. Las irregularidades del terreno tampoco contribuyen a facilitar este tipo de labores.

3. **Los suelos forestales presentan un rango amplio de fertilidad** (Vallejo et al., 2000). La materia orgánica puede jugar un papel importante en la inmovilización de nutrientes, metales pesados y pesticidas. La fauna edáfica puede afectar al flujo de agua y sedimentos, y con ello a la dinámica de nutrientes y contaminantes (Lavelle, 1997). Por otra parte, los suelos forestales mediterráneos se suelen caracterizar por una elevada pedregosidad y limitada profundidad, en parte resultado de haber sido relegados históricamente a zonas marginales (Vallejo et al., 1998). Estas características condicionan tanto las técnicas de aplicación e incorporación como las dosis aplicables.



Aspecto de una línea tras la preparación de los hoyos e incorporación del lodo. Hoyo finalizado con incorporación de lodo de depuradora urbana.

4. La vegetación forestal es diferente no sólo a nivel taxonómico, sino también en cuanto a sus estrategias morfo-funcionales, por lo que los conocimientos sobre límites de toxicidad, bioacumulación, etc. obtenidos con especies de interés agrícola son difícilmente extrapolables.

5. La presencia de una cubierta vegetal persistente supone contrastes notables en el régimen hídrico y nutricional. Pese a que se hace difícil hacer generalizaciones en este ámbito, numerosos estudios muestran una mayor evapotranspiración y menor escorrentía en terrenos forestados, por lo que el lixiviado de compuestos químicos sería, desde esta perspectiva, menos probable. Por otra parte, los sistemas radiculares perennes de la vegetación espontánea permitirían una asimilación de nutrientes sólo dependiente de los ciclos fenológicos.

6. Finalmente, los productos forestales suponen una proporción menor de la alimentación humana.

BENEFICIOS POTENCIALES DE LA APLICACIÓN DE BISÓLIDOS

Teniendo en cuenta las peculiares características del medio forestal, en medios mediterráneos la aplicación de estos residuos podría ser beneficiosa y viable en contextos como la forestación de tierras agrícolas y la repoblación de zonas degradadas. En el primer caso, con la notable excepción de las especies plantadas, los condicionantes (logísticos, físicos, biológicos, etc.) son más cercanos a la gestión agrícola que a la forestal. La reforestación ha sido planteada como una medida para mitigar la desertificación, y en este sentido existe una larga tradición de repoblaciones para el control hidrológico de cuencas, especialmente en el SE peninsular. Además, la repoblación puede tener otros efectos beneficiosos como la recuperación de la integridad de los ecosistemas. El intenso y prolongado uso del suelo que ha experimentado la cuenca mediterránea ha provocado una profunda alteración de la composición y funcionamiento de los ecosistemas. En ocasiones esta degradación resulta difícilmente reversible de forma espontánea (lo que Aronson et al., 1993 relacionan con el hecho de haber superado umbrales de reversibilidad). Con ello, el paisaje actual podría permanecer en su actual estado de degradación durante largos períodos de tiempo, o incluso seguir una trayectoria degradativa retroalimentada (Thornes, 1995; Castillo et al., 1997). La incorporación de especies

Se parte de la premisa de que la aplicación de este tipo de residuos debe tener un efecto beneficioso sobre la fertilidad del suelo, y por tanto se trata de enmiendas y no de vertidos.



Possible técnica de aplicación de lodo en zonas con baja pendiente.

desaparecidas históricamente (particularmente especies arbustivas y arbóreas rebrotadoras suprimidas con las prácticas agrícolas, la sobreexplotación de leñas, etc.) se puede ver dificultada por una serie de factores, entre ellos la escasa fertilidad del suelo.

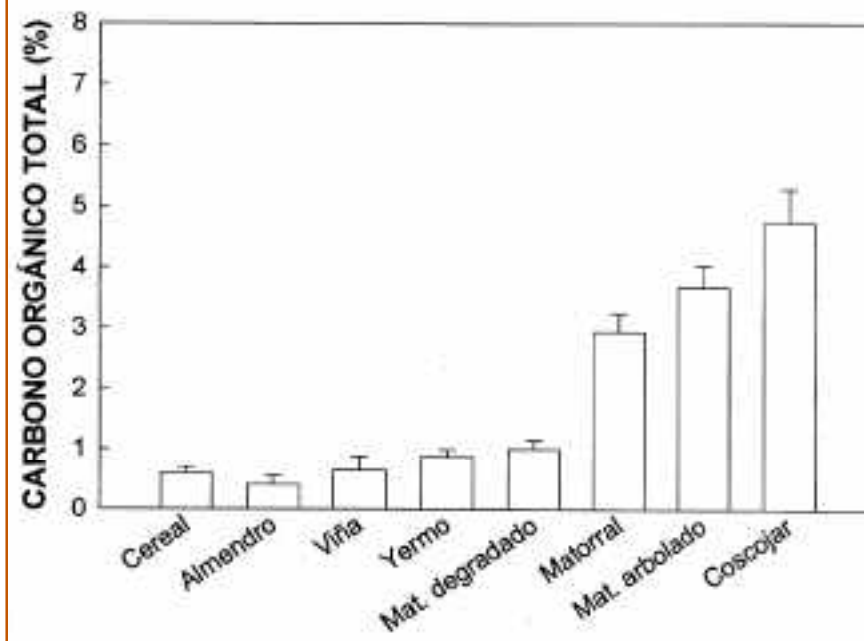
Procesos como la decapitación de los horizontes superficiales del suelo, la disminución de los aportes orgánicos por pérdida de cubierta vegetal y el laboreo tienen un efecto deletéreo sobre la acumulación de materia orgánica del suelo (Castillo et al., 1997; Vallejo et al., 1999) y particularmente sobre la acumulación de las fracciones más dinámicas (Cambardella, 1992; Christensen, 1992). El contenido de materia orgánica de un suelo se relaciona con numerosas propiedades físico-químicas relacionadas con la fertilidad, y por ello es una de las principales variables edáficas

utilizadas para definir la calidad de una estación (Aronson et al., 1993).

Tal como se puede ver en la Fig. 1, la concentración de carbono orgánico en el suelo superficial de comunidades mediterráneas en las que el estrato arbustivo y arbóreo ha desaparecido o está muy deteriorado ('Prados-matorrales') se encuentra por encima de la de cultivos agrícolas activos y abandonados, pero es bastante inferior a la que presentan matorrales y matorrales arbolados (disminución de cerca del 50 %). Por otro lado, la disponibilidad de nutrientes de los suelos más degradados se encontraría también por debajo de la de comunidades mejor estructuradas (Huesca et al., 1998; Bautista, 1999).

Fig. 1. Concentración de carbono orgánico en suelos superficiales (0-10/20 cm) bajo diferentes tipos de cubierta vegetal en medios mediterráneos secos a semiáridos.

Los datos provienen de una revisión inédita. Se indica la media y el error típico de los siguientes tipos: Cereales (N=4), Almendro (N=5), Viña (N=4), Yermo: campos agrícolas abandonados y suelos muy degradados (N=17), Mat. degradado: prados y matorrales de cubierta discontinua como espartales y matorrales gipsófilos (N=15), Matorral: matorrales continuos-muchos de ellos aulagares (N=9), Mat. arbolado: el mismo tipo de formaciones pero con un estrato arbóreo de pino carrasco o encina (N=21), Coscojar: comunidades dominadas por Q. coccifera (N=3).



En este tipo de suelos degradados, no ha de extrañar que la aplicación de enmiendas orgánicas en forma de residuos sólidos urbanos o biosólidos pueda tener un efecto beneficioso sobre las propiedades físico-químicas del suelo (García et al., 1994; Navas et al., 1998), y el estado nutricional y crecimiento de individuos de especies forestales introducidas (Querejeta et al., 1998; Valdecantos et al., 1999; Valdecantos et al., 1996; Seva et al., 1996; Ibáñez et al., 1994; Fresquez et al., 1990; Navas et al., 1999).

En un estudio llevado a cabo en la comarca del Valle de Ayora (Valencia), una única y puntual aplicación de lodos de depuradora urbana no compostados en forma líquida y seca (98 y 15 % de humedad, respectivamente) supuso un mayor desarrollo de los plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex*. Los plantones enmendados mostraron una tendencia a una mayor supervivencia con la aplicación de los lodos, disminuyendo la mortalidad de implantación en los plantones de carrasca. Del mismo modo, el crecimiento en altura y diámetro basal fue mayor en los individuos fertilizados, principalmente con lodo en forma líquida, a pesar de la baja dosis de aplicación de lodo realizada (Figura 2). Las diferencias respecto a los plantones no fertilizados se produjeron en los primeros periodos de crecimiento tras la aplicación de los tratamientos, disminuyendo en los periodos sucesivos. Otro de los efectos a destacar en esta experiencia es el diferente comportamiento de las dos especies estudiadas a las enmiendas orgánicas en relación al fraccionamiento de la biomasa, ya que los pinos redujeron la profundidad de enraizamiento y el desarrollo absoluto de la parte subterránea, mientras que la mejora de las condiciones edáficas debidas a la adición de lodos promovió el crecimiento radicular en las carrascas.

RIESGOS DE LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Pese a lo anteriormente expuesto, existen numerosos estudios en los que no se ha observado efecto alguno de la aplicación de biosólidos sobre la producción vegetal (Urie, 1985; Young, 1993; Loftin & Aguilar, 1994), o incluso estudios en los que se ha observado efectos negativos (Torbert & Johnson, 1993). Estos estarían relacionados con un aumento de la competencia (Torbert & Johnson, 1993; Young et al., 1993; Ibáñez et al., 1994; Loftin & Aguilar, 1994), así como con toxicidad y desequilibrio nutricional (Urie, 1985;

Vivertruf

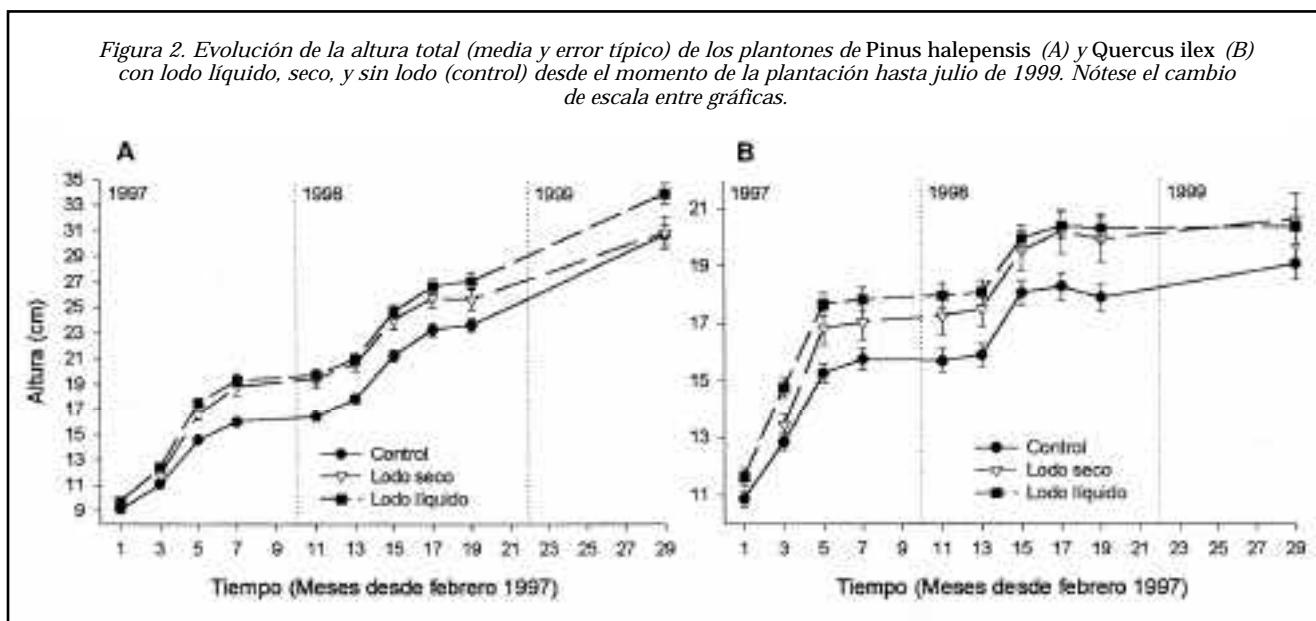
Jose Luis Carbó Molina

Viverista de planta micorrizada de Trufa

Partida de la hoya, 7
Tel. Fax : 964 141 662
Movil : 656 968 172
12460 VIVER (Castellón)

Binkley, 1993; Rodgers & Anderson, 1995). Los biosólidos, especialmente si provienen de zonas industriales, pueden contener grandes cantidades de metales pesados. El incre-

Figura 2. Evolución de la altura total (media y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) con lodo líquido, seco, y sin lodo (control) desde el momento de la plantación hasta julio de 1999. Nótese el cambio de escala entre gráficas.



mento de la actividad de metales pesados en suelos con frecuencia se traduce en una disminución de la acumulación de biomasa (Krogman et al., 1998), amén de modificaciones en la morfología, la anatomía y la arquitectura del sistema radicular (Arduini et al., 1994), y de otros desajustes morfológicos y funcionales. Además de la concentración de metales pesados, otras características de los biosólidos, como la presencia de determinados patógenos, limitan su aplicación (Tabla 3).

Por otra parte, la elevada concentración de sales, y especialmente de sales nitrogenadas, que a menudo presentan los biosólidos podría provocar problemas de salinidad (especialmente en medios con déficit hídrico acusado y suelos ricos, a su vez, en sales), y eutrofización de las aguas (en medios muy percolantes, con un nivel freático cercano a la superficie, etc.). Ambos riesgos se pueden ponderar a partir de un conocimiento adecuado de las características físico-químicas del biosólido y de las condiciones edáficas y climáticas de la zona en la que se pretende hacer la aplicación.

Finalmente, es preciso mencionar los problemas de olores e insectos (los biosólidos aplicados en superficie son muy atractivos para algunas especies de dípteros, pero también de coleópteros, lepidópteros,...). La experiencia, la mayoría de las veces no escrita, recoge numerosos casos de aplicaciones perfectamente diseñadas que han fracasado por este tipo de razones, por lo que su planteamiento ha de ser prioritario. Ambos problemas se reducen considerablemente si los biosólidos se aplican a cierta profundidad, para lo cual existe maquinaria *ad hoc*, sobre todo en el ámbito agrícola. El problema de los olores se puede paliar utilizando biosólidos pre-tratados (por ejemplo, mediante compostaje o mezcla con cenizas;

Tabla 3. Características mínimas que ha de tener la fracción sólida para ser considerada con valor fertilizante (Generalitat de Catalunya, 1998), y para poder ser catalogada como fertilizante o abono orgánico (Orden 28 de mayo de 1998). No existe una normativa específica al respecto para la Comunidad Valenciana.

CARACTERÍSTICAS	Generalitat Catalunya	ORDEN DE 28/05/1998
Humedad máxima	-	35 %
Materia orgánica (MOT)	> 30% sobre materia seca	> 30% sms
N orgánico	-	> 2% sms
C/N	-	3-15
Grado de estabilidad (GE)	> 15 %	-
Elementos nutritivos, contenido en N, P, K.	N, P, o K total > 2 % sms	N + P2O5 + K2O > 6% spt
pH	entre 4.5 y 8.5	-
Metales pesados	R.D. 1310/1990	Normativa
Indice de germinación	> 60 %	-
Granulometría	-	El 80% < 10 mm
Niveles máximos de patógenos Art. 10, modificado por Orden de 28/11/1999 de la Normativa sobre Fertilizantes y Afines.		
Enterobacterias totales	1.0 x 10 ² unidades formando colonias por gramo	
Coliformes totales (MPN/g)	-	
Coliformes fecales (MPN7g)	-	
Estreptococos fecales (MPN/g)	1.0 x 10 ³	
Salmonellas	ausentes en 25g de m. fresca	

C.L. Henry U. Washington. com. pers.). Estos problemas pueden originar cierta oposición de la sociedad a este tipo de prácticas. La mejor manera de superar este escepticismo social es la garantía de minimización de los riesgos ambientales y de potenciación de los beneficios, aspectos que pasan por un mejor conocimiento de los mecanismos implicados.

BALANCE ECONÓMICO DE LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Debido a las dificultades técnicas de la aplicación en medios forestales (donde las pendientes en muchos casos

superan los 30°), con los medios actualmente disponibles, la utilización de biosólidos supone un encarecimiento considerable de la repoblación (entre 4-7 pesetas por kilogramo; Valdecantos et al., 2001). Sin embargo, el desarrollo de maquinaria adecuada permitiría aumentar el rendimiento y reducir el coste sustancialmente. En medios mediterráneos este sobreprecio no está compensado con un incremento de la producción de madera (ni probablemente en medios más productivos; Binkley, 1993). Sin embargo, cabe la posibilidad de que la supervivencia de los plántones introducidos mejore, originando



Reparto de lodo con remolque agrícola y retroexcavadora.



Maquinaria empleada en la aplicación superficial en zonas ZAU.



Detalle del dispersador utilizado en zonas ZAU.

una reducción en los costes correspondientes a las nuevas unidades de trabajo, añadidas a la usuales utilizadas en las plantaciones.

Por otra parte, se debe tener en cuenta que el coste de destinos alternativos de los biosólidos, como el almacenaje o el vertido, está incrementando y probablemente lo seguirá haciendo en un futuro próximo. Por ejemplo, en el Reino Unido el vertido de residuos orgánicos supone un coste de unas 10-20 libras esterlinas por tonelada (2.500-5.000 pesetas por tonelada, aproximadamente; Williams, 1998). Según esto, el vertido de 50 toneladas de peso fresco de biosólidos (dosis aplicable a una hectárea de terreno forestal) supondría un coste de 125.000-250.000 pesetas. A ello habría que añadir otros conceptos como el transporte (condicionado por la disponibilidad de vertederos y áreas forestales aptas), impuestos, gastos de amortización, etc. En España, el coste del transporte y vertido de biosólidos oscila entre las 2.000 y las 3.000 pesetas tonelada¹ (Bermúdez et al., 1999), pudiendo llegar a las 4-8.000 pesetas (EPSAR).

CONCLUSIONES

Una sencilla estimación de las demandas potenciales de enmiendas orgánicas en el sector forestal de la Comunidad Valenciana, basada en la superficie afectada por diversas actividades relacionadas con la gestión forestal, y en dosis comunes en este tipo de aplicaciones, se muestra en la **Tabla 4**. Es obvio que la estimación no deja de ser una aproximación grosera. Sin embargo, sirve para ilustrar el papel alternativo que puede representar el sector forestal en la reutilización de biosólidos.

A estas aplicaciones cabría añadir otras, como la incorporación en substratos de cultivo de planta forestal, producción de "mulch", etc., que pese a representar una menor demanda potencial, también podrían contribuir a la reutilización de estos subproductos de la maquinaria humana.

Según Jiménez Beltrán (Environment 2000. Agenda for Change. Environment in the European Union at the Turn of the Century. EEA Report, Copenague, 1999) las políticas actuales difícilmente serán suficientes para estabilizar la producción de residuos, alcanzar los objetivos comunitarios y progresar hacia la sostenibilidad. A la luz de lo expuesto, parece evidente que una oportuna gestión de los biosólidos en el sector forestal podría con-

Tabla 4. Estimación de la utilización de biosólidos en el sector forestal de la Comunidad Valenciana. La cifra de producción de biosólidos del año 1999 proviene de datos facilitados por la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. Los datos de reforestación de terrenos de propiedad pública provienen del Plan de Reforestación de la Comunidad Valenciana (1994-1999) (Generalitat Valenciana, 1995), y probablemente suponen una sobreestimación. La superficie de terreno acogida al programa de forestación de terrenos agrícolas proviene de los datos recogidos en (Gómez-Jover y Jiménez, 1997).

REFORESTACIÓN DE TERRENOS PÚBLICOS	PESO SECO BIOSÓLIDOS (toneladas)
Superficie afectada (1994-1999): 100.000 ha Dosis: 15 kg peso seco/plantón Densidad de plantación: 1.000 pies/ha (15 toneladas peso seco/ha)	1,500.000
FORESTACIÓN DE CULTIVOS ABANDONADOS (PAC)	
Superficie afectada (1993-1994): 5.613 ha Dosis: 50 toneladas de peso seco/ha	280.650
BIOSÓLIDOS UTILIZABLES PERO NO UTILIZADOS EN AGRICULTURA (1999)	52.400

tribuir a paliar un problema ambiental particularmente acuciante y, paralelamente, a mejorar los resultados de las repoblaciones. Ello pasa por la intervención activa y responsable de los agentes implicados, desde los investigadores, cuya tarea debe proporcionar las pautas para hacer un uso óptimo y seguro de los biosólidos, hasta los últimos usuarios del monte. La tarea de coordinar estos múltiples intereses es proba-

blemente el principal desafío con el que se enfrenta la utilización forestal de biosólidos actualmente. ♦

Agradecimientos

La Fundación CEAM está financiada por la Generalitat Valenciana y Bancaixa.

Partida Oliveral, s/n. 46360 Buñol (Valencia)
Tfno./Fax: 96 250 01 00; Móvil: 629 46 23 39



mañá
medio ambiente

Consultoría Ambiental



Partida Oliveral, s/n. 46360 Buñol (Valencia)
 Tfno./Fax: 96 250 01 00; Móvil: 629 46 23 39

PRODUCCIÓN DE PLANTAS

- Jardinería con especies autóctonas
- Planta forestal
- Aromáticas (plantas, aceite esencial, hoja seca...)

OBRA CIVIL

- Restauración paisajística
- Diseño, ejecución y mantenimiento de jardines
- Áreas recreativas

GESTIÓN AMBIENTAL

- Estudios de impacto ambiental
- Auditorías ambientales
- Gestión de espacios protegidos
- Gestión y censos en cotos de caza y reservas
- Estudios del medio físico (geología, flora, fauna...)
- Gestión del agua