

inifap

Instituto Nacional de Investigaciones
Forestales, Agrícolas y Pecuarias

SAGARPA



SECRETARÍA DE AGRICULTURA,
GANADERÍA, DESARROLLO RURAL,
PESCA Y ALIMENTACIÓN

MANUAL PARA EL APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DE BIOSÓLIDOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y FORESTALES



MARÍA DEL CARMEN POTISEK TALAVERA
URIEL FIGUEROA VIRAMONTES
RODOLFO JASSO IBARRA

INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES FORESTALES
AGRÍCOLAS Y PECUARIAS

CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN DISCIPLINARIA
EN RELACIÓN AGUA-SUELO-PLANTA-ATMÓSFERA

Libro técnico No. 2

Junio 2008

**SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, DESARROLLO RURAL,
PESCA Y ALIMENTACIÓN**

ING. ALBERTO CÁRDENAS JIMÉNEZ
Secretario

ING. FRANCISCO JAVIER LÓPEZ TOSTADO
Subsecretario de Agricultura

ING. ANTONIO RUÍZ GARCÍA
Subsecretario de Desarrollo Rural

LIC. JEFFREY MAX JONES JONES
Subsecretario de Fomento a los Agronegocios

**INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES FORESTALES,
AGRÍCOLAS Y PECUARIAS**

DR. PEDRO BRAJCICH GALLEGOS
Director General

DR. ENRIQUE ASTENGO LÓPEZ
Coordinador de Planeación y Desarrollo

DR. SALVADOR FERNÁNDEZ RIVERA
Coordinador de Investigación, Innovación y Vinculación

LIC. MARCIAL ALFREDO GARCÍA MORTEO
Coordinador de Administración y Sistemas

**CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN DISCIPLINARIA EN RELACIÓN
AGUA-SUELO-PLANTA-ATMÓSFERA**

DR. JOSÉ ANTONIO CUETO WONG
Director

DERECHOS RESERVADOS © 2008

**INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES
FORESTALES AGRÍCOLAS Y PECUARIAS**

Progreso No. 5 Barrio de Santa Catarina

Delegación Coyoacán

México, D.F.

C.P. 04010

ISBN: 978-970-43-0279-5

Primera Edición 2008

Impreso en México

No esta permitida la reproducción total o parcial de esta publicación, ni la transmisión de ninguna forma o por cualquier medio, ya sea electrónico, mecánico, fotocopia, por registro u otros métodos, sin el permiso previo y por escrito a la Institución.

MANUAL PARA EL APROVECHAMIENTO SUSTENTABLE DE BIOSÓLIDOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y FORESTALES

EDITORES

M.C. María del Carmen Potisek Talavera ¹
Dr. Uriel Figueroa Viramontes ²
Dr. Rodolfo Jasso Ibarra ³

¹ Investigador Titular del Centro Nacional de
Investigación Disciplinaria en Relación Agua- Suelo-
Planta- Atmósfera

² Investigador Titular del Campo Experimental La Laguna

³ Investigador Titular del Campo Experimental Delicias

**INSTITUTO NACIONAL DE INVESTIGACIONES
FORESTALES AGRÍCOLAS Y PECUARIAS**

**CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN DISCIPLINARIA EN
RELACIÓN AGUA- SUELO- PLANTA- ATMÓSFERA**

Km. 6.5 Margen derecha del Canal Sacramento, Gómez Palacio,
Durango, México.

Apartado Postal 41 C. P. 35150 Ciudad Lerdo, Durango.

Teléfonos: 01 (871) 719-10-76, 719-10 77

FAX: 01 (871) 719-11-34

Junio 2008

PRÓLOGO

La demanda creciente de agua de buena calidad para actividades productivas como la agricultura hace necesario desarrollar tecnología de saneamiento y recuperación del recurso una vez que ha sido usado en alguna actividad de mayor exigencia de calidad, como el uso doméstico. Ante el constante incremento de la población humana y la necesidad de prevenir la formación de focos de infección, el saneamiento de aguas residuales que se generan en los núcleos urbanos produce materiales sólidos que si bien contienen cargas contaminantes, también son una fuente alternativa de nutrimentos y otros compuestos que permiten incrementar la productividad de los suelos al mejorar sus características físicas y químicas.

Sin embargo, no obstante que el tratamiento de aguas residuales es una práctica se realiza desde hace varias décadas tanto en México como en otros países, la investigación científica enfocada al desarrollo tecnológico para aprovechar de manera segura estos materiales es aún incipiente y dispersa. Es por ello que, con el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, a través del proyecto "Aprovechamiento de biosólidos en la producción agrícola y forestal :una alternativa regional de disposición final para aminorar riesgos de salud pública y contaminación ambiental" SEMARNAT-2002-C01-0263/A-1.cuya sede ha sido el Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua-Suelo-Planta-Atmósfera (CENID-RASPA INIFAP) ha llevado a cabo una serie de trabajos experimentales que en conjunto con otros previamente desarrollados por investigadores del propio instituto INIFAP, permiten obtener un mayor entendimiento de los procesos involucrados en el uso y aprovechamiento de los biosólidos en los sistemas agrícolas, pecuarios y forestales.

El Manual es un esfuerzo que trata de poner al alcance de usuarios actuales y potenciales de los biosólidos, la información más relevante que les permita tomar decisiones sobre la dosificación, aplicación y manejo de estos materiales, considerando con bases científicas los riesgos y ventajas de su aprovechamiento.

El Manual comprende tres partes: Legislación, Contaminación y Aprovechamiento de los Biosólidos. En la primera parte se presenta un análisis del saneamiento y normatividad vigente, tanto en México como en otros países; los límites máximos permisibles en éstos materiales no contaminantes, tanto de metales pesados y microorganismos patógenos que se consideran tóxicos para la salud humana.

En la segunda parte se presentan los principales riesgos de contaminación del suelo al utilizar los biosólidos. Se presentan resultados de trabajos experimentales desarrollados en el marco del proyecto y se enriquecen con la revisión de resultados de muchos otros desarrollados dentro y fuera del país. Sin embargo, el tema de mayor preocupación es sin duda la acumulación de elementos pesados por la aplicación sucesiva de biosólidos. En esta parte se muestran estimaciones del tiempo en que se pueden rebasar los límites máximos permisibles de acuerdo a la normatividad vigente, los cuales son de varias décadas hasta varios siglos, según el contaminante de que se trate.

En la tercera parte se concentran resultados de investigación que muestran las bondades para el aprovechamiento de los biosólidos como fuente de nutrimentos para cultivos agrícolas, entre los que se incluyen el algodónero, alfalfa, avena y maíz forrajero, con incrementos notables en su rendimiento con aplicación de dosis tan bajas como 12 toneladas por hectárea, manteniendo niveles de acumulación de tóxicos muy por debajo de los límites permisibles.

Así mismo, se muestra una amplia revisión de trabajos científicos donde se han aplicado biosólidos en sistemas de producción pecuarios y forestales, mostrando especialmente el efecto sobre las propiedades del suelo que favorecen el crecimiento y diversidad de especies vegetales. Este es un aspecto de suma importancia en la sostenibilidad de los recursos naturales renovables.

Finalmente se concentra toda esta experiencia en un esquema de cálculo de dosis de aplicación de éstos materiales residuales, considerando la demanda nutrimental, su concentración en el biosólido, la tasa de mineralización, las condiciones del sitio y especialmente la meta de rendimiento. Bajo este esquema, se espera que el usuario obtenga de manera práctica un criterio en el cual basar su decisión sobre el uso y manejo de los biosólidos. Como corolario de la obra se presentan las conclusiones generadas del Manual.

Con este trabajo los autores y las instituciones involucradas presentan un avance en el desarrollo tecnológico para disponer de forma segura y benéfica de estos materiales, incrementando por una parte los rendimientos y calidad de los productos agrícolas, pecuarios y forestales; y por otra, mejorando la calidad del suelo y disminuyendo el riesgo de contaminación ambiental.

Los Editores

CONTENIDO

	página
Prólogo	
Capítulo 1. SANEAMIENTO DEL AGUA Y GENERACIÓN DE BIOSÓLIDOS.	1.
María del Carmen Potisek Talavera	
Uriel Figueroa Viramontes	
Rodolfo Jasso Ibarra	
Introducción	1
Saneamiento del agua y su reutilización	6
Generación de lodos	8
Alternativas de disposición final	16
Conclusiones	17
Literatura citada	18
Capítulo 2. NORMATIVIDAD PARA EL USO SEGURO DE BIOSÓLIDOS.	21
Uriel Figueroa Viramontes	
María del Carmen Potisek Talavera	
Hugo Raúl Uribe Montes	
Miguel Angel Flores Ortiz	
Introducción	21
México	21
Canadá	25
Estados Unidos de América (EUA)	29
Europa	37
Conclusiones	40
Literatura citada	40
Capítulo 3. RIESGOS DE CONTAMINACIÓN AL SUELO POR EL USO DE BIOSÓLIDOS . . .	43
María del Carmen Potisek Talavera	
Uriel Figueroa Viramontes	
Hugo Raúl Uribe Montes	
Miguel Palomo Rodríguez	
Introducción	43
Contaminación por metales pesados	45

	Contaminación por compuestos orgánicos	55
	Conclusiones	57
	Literatura citada	58
Capítulo 4.	CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE SITIOS Y DETERMINACIÓN DE DOSIS DE APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS	61
	Uriel Figueroa Viramontes Miguel Palomo Rodríguez Rodolfo Jasso Ibarra	
	Introducción	61
	Criterios de selección de sitios para aplicar biosólidos	62
	Dosis de aplicación en suelos agrícolas	66
	Dosis de aplicación en plantaciones forestales	75
	Dosis de aplicación en pastizales o agostaderos	76
	Conclusiones	78
	Literatura citada	78
	Anexos	81
Capítulo 5.	USO DE BIOSÓLIDOS EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA	85
	Hugo Raúl Uribe Montes Noé Chávez Sánchez Gamaliel Orozco Hernández	
	Introducción	85
	Nitrógeno en los biosólidos	85
	Respuesta de los cultivos a la aplicación de biosólidos	88
	Experiencias en el uso de biosólidos en Delicias, Chihuahua	90
	Conclusiones	104
	Literatura citada	104
Capítulo 6.	USO DE BIOSÓLIDOS EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PECUARIOS Y FORESTALES	107

	Miguel Palomo Rodríguez	
	Pedro Jurado Guerra	
	Uriel Figueroa Viramontes	
	Introducción	107
	Utilización de biosólidos en sistemas pecuarios	110
	Utilización de biosólidos en plantaciones forestales	120
	Limitaciones en el uso de biosólidos	125
	Conclusiones	126
	Literatura citada	126
Capítulo 7.	SÍNTESIS DEL APROVECHAMIENTO DE BIOSÓLIDOS PARA SU DISPOSICIÓN FINAL	131
	María del Carmen Potisek Talavera	
	Rodolfo Jasso Ibarra	
	Uriel Figueroa Viramontes	
	Miguel Palomo Rodríguez	
	Pedro Jurado Guerra	
	Hugo Raúl Uribe Montes	
	Noé Chávez Sánchez	
	Gamaliel Orozco Hernández	

SANEAMIENTO DEL AGUA Y GENERACIÓN DE BIOSÓLIDOS

María del Carmen Potisek Talavera¹, Uriel Figueroa Viramontes², Rodolfo Jasso Ibarra³

¹INIFAP, CENID-RASPA, potisek.carmen@inifap.gob.mx; ²INIFAP, Campo Experimental La Laguna; ³INIFAP-Campo Experimental Delicias

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural indispensable para la vida del hombre, los animales y las plantas, es además parte importante de la riqueza económica de cualquier país. Su distribución global en el mundo según Cabanillas (2004), es: el 94 por ciento del volumen se encuentra en los océanos; dos por ciento en los casquetes polares y cuatro por ciento es agua continental, de la cual un 95 por ciento es agua subterránea. A nivel mundial el agua no solo es un elemento de importancia en el desarrollo sostenible, sino que en muchos casos es un factor limitante; por lo que, al examinar cuestiones como el crecimiento económico, la sostenibilidad del medio ambiente, la diversidad biológica, la seguridad alimentaria, se llega a la pregunta básica: ¿habrá suficiente agua para cubrir las necesidades futuras en el mundo?. La administración del recurso agua es un tema un tanto controvertido, ya que se mal interpreta como, disponer de más agua del sistema natural, en lugar de que el agua con que cuenta el sistema se aproveche de una manera eficaz.

Usos del agua

De acuerdo a Foster, (1999) mundialmente la utilización del agua se reparte en un 70 por ciento para la agricultura y el resto para otros usos. Según Varis y Somlyódy, (1997) a nivel mundial los principales usos a los

que se destina el agua son: el abastecimiento público, conservación, recreación, acuacultura, irrigación, la industria y las plantas termoeléctricas.

En los Estados Unidos se estima que la extracción de tan valioso recurso para todos los usos es de alrededor de 1.5×10^{12} litros por día para el año 2000. Este total de extracción varía menos del 3 por ciento desde 1985; la extracción se ha canalizado para dos grandes usos energía termoeléctrica y el riego con extracciones de la cuenca (3.1529×10^{11} litros por día) durante 2000 fue 14 por ciento más que durante 1985. La extracción de agua dulce para 2000 fue de 9.916×10^{11} litros por día, variando menos que el 2 por ciento desde 1985. El mayor uso del agua dulce en los Estados Unidos es para la irrigación con un total de 5.185×10^{11} litros por día. Desde 1950, la irrigación ha utilizado cerca del 65 por ciento del total de agua extraída, excluyendo las termoeléctricas. Sin embargo el porcentaje de la extracción del agua de riego se ha incrementado del 23 por ciento en 1950 a 42 por ciento en el 2000. En el caso de la extracción para el abastecimiento público fue más 1.6275×10^{11} litros por día para el año 2000 (Hutson *et al.*, 2004).

En México la Comisión Nacional del Agua (CNA), es el órgano desconcentrado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, el cual se encarga de administrar y preservar las aguas nacionales conjuntamente con la sociedad y llegar a tener un uso sustentable. Para ello, la CNA subdivide al país en 13 regiones hidrológicas administrativas las cuales se muestran en el Cuadro 1.1.; así como su disponibilidad natural media de agua por región y la disponibilidad natural media *per cápita* CNA, (2005).

En el país la utilización del volumen de disponibilidad natural media de agua es de un 15 por ciento; mientras que

en el norte la utilización es de más del 40 por ciento, lo que se considera como una presión fuerte sobre el recurso según la Organización de las Naciones Unidas (ONU).

Cuadro 1.1. Disponibilidad de agua por región hidrológica administrativa en México, 2004.

	Región Administrativa	Disponibilidad natural media total (km ³)	Disponibilidad natural media per capita (m ³ hab ⁻¹ año ⁻¹)
I	Península de Baja California	4423	1317
II	Noroeste	8213	3210
III	Pacífico Norte	24839	6038
IV	Balsas	28924	2703
V	Pacífico Sur	32508	7782
VI	Río Bravo	14182	1356
VII	Cuencas Centrales del Norte	6841	1726
VIII	Lerma-Santiago-Pacífico	36977	1820
IX	Golfo Norte	23347	4666
X	Golfo Centro	102544	10574
XI	Frontera Sur	158260	24549
XII	Península de Yucatán	29646	8255
XIII	Valle de México y Sistema Cutzamala	3934	188
	TOTAL NACIONAL	474637	4505 *

Fuente: CNA, 2005 (Gerencia de aguas superficiales e Ingeniería de riegos, Gerencia de aguas subterráneas de la SGT, CNA, y Conapo) * Con base a proyecciones de población al 2004.

De acuerdo a datos que presenta el World Bank, (1997), en el Cuadro 1.2., es mostrada la población, disponibilidad de agua anual, agua extraída per capita y el por ciento del total de agua extraída, en países que cuentan con un cuarto de la población mundial y considerados como vulnerables a la escasez del vital líquido.

Cuadro 1.2. Disponibilidad de agua en diversos países vulnerables a escasez y su población.

	México	Egipto	Norte de China	India	Pakistán	Java, Indonesia
Población (Millones de personas)	96	60	126	945	145	110
Disponibilidad de agua anual (km ³)	369	58	45	2088	470	127
Disponibilidad per capita (1000 m ³)	3.8	1.0	0.35	2.2	3.2	1.2
Agua extraída (km ³)	80	56.4	38.8	380	154	
Volumen usado per capita (1000 m ³)	0.8	0.9	0.3	0.4	1	
% del total de agua	22	97	87	18	33	

Fuente: adaptado de (World Bank, 1997)

En México la CNA, (2005) distingue dos tipos de uso del agua: los de uso consuntivo, en los cuales el agua es transportada al lugar de uso y generalmente en su totalidad no regresa a los cuerpos de agua. Los de uso no consuntivo, en los cuales el agua se utiliza en el mismo cuerpo de agua como el caso de las plantas hidroeléctricas. Los volúmenes de agua de uso consuntivo que presenta la misma CNA, (2005) acumulado a diciembre del 2004 son: para uso agropecuario se destina un 76 por ciento, en donde se incluye también el uso pecuario acuicultura, múltiples y otros; para abastecimiento público un 14 por ciento, que incluye el urbano y el doméstico; de la cual sólo el 0.4 por ciento es para el servicio doméstico. Para la industria autoabastecida se utiliza sólo un 10 por ciento, que abarca agroindustria, servicios, comercio y termoeléctricas. Del

76 por ciento destinado para uso agrícola, solamente un 6.5 por ciento es para uso pecuario, acuacultura, múltiples y otros.

Escasez

Al hablar de escasez de agua y vulnerabilidad, las fuentes de agua disponibles se relacionan directamente con demandas de agua. Debido al alto crecimiento de la población, tanto en áreas urbanas como rurales, se ha incrementado la demanda de agua potable y por ende el aumento de las aguas residuales. La población mundial tendrá déficit de aportaciones de agua, en cuanto a disponibilidad y clasificación de usos según Kulshreshtha, (1993). El diagnóstico de las regiones más vulnerables a la escasez de agua realizado por Varis y Somlyódy (1997), mencionan algunos criterios para seleccionar regiones que pudieran ser impactadas fuertemente por los cambios globales y el desarrollo, entre los cuales encuentran: la sobrepoblación, la urbanización, el clima, suficiencia alimentaria y la pobreza.

Difícilmente se conocen las demandas de agua; sin embargo éstas, son estimadas mediante una relación que puede estar basada en el consumo de agua y el escurrimiento anual Falkenmark y Lindh, (1993). Si la demanda de agua es menor del 5 por ciento del escurrimiento total, no se tienen problemas. Cuando la demanda de agua es cercana al 10 por ciento, el riesgo, causado por el incremento en disturbios temporales, entonces el requerimiento de demanda de agua reconoce una planeación del recurso. Si la demanda de agua es del 10 al 20 por ciento, la situación es problemática, ya que requiere de mucha inversión como única solución. Entre el 20 y 40 por ciento, la situación requiere de fuertes inversiones y gran parte de la población tiene que ser sacrificada por el manejo de agua especialmente en países en desarrollo. Una

demanda de agua por encima del 40 por ciento representa una seria disminución del recurso y generalmente se reconoce por la salinización y abatimiento del acuífero. De acuerdo a Falkenmark y Lindh, (1993) 1,000 m³ *per cápita* anual representa una cantidad crítica de agua, por debajo de este nivel, podrían sufrir severas disminuciones del recurso.

SANEAMIENTO DEL AGUA Y SU REUTILIZACIÓN

Anteriormente las aguas residuales eran vertidas a cuerpos de agua, sin recibir un adecuado tratamiento. La disposición de las aguas residuales domésticas e industriales se ha convertido en los últimos años en un problema serio, pues ha repercutido directamente en el medio ambiente, ocasionando problemas graves de contaminación, especialmente en países en vías de desarrollo. Actualmente la reutilización de agua tratada ofrece la oportunidad de conservar dicho recurso. En México, esto conlleva a la generación de grandes volúmenes de aguas negras, que al desecharse se conducen a colectores municipales y deben ser tratadas para cumplir con la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-96). Esta norma establece los límites máximos permisibles de contaminantes en aguas residuales que descargan en aguas y bienes nacionales y que además las localidades con más de 50 000 habitantes deben observar dicha norma. Una vez tratada esta agua, puede reutilizarse con fines de riego agrícola, riego de áreas verdes y para procesos industriales.

Para llevar a cabo un saneamiento del recurso agua, no es suficiente el sistema habitual de alcantarillado y las plantas tratadoras de agua residual (PTAR). Además es necesario tener en cuenta las diferentes calidades de las aguas residuales y darles un tratamiento adecuado para su reutilización. En México, la CNA efectúa la medición sistemática de variables de la calidad del agua en los principales cuerpos de agua del país desde 1973 (CNA, 2005).

Aguas residuales

En general en los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas el objetivo principal es reducir algunas características indeseables, de manera tal, que el uso o disposición final de estas aguas cumpla con las normas y requisitos mínimos definidos por las autoridades sanitarias de un determinado país o región.

La CNA (2005), menciona que las cifras de descargas de aguas residuales a nivel nacional provenientes de los centros urbanos y el sector industrial hasta el año 2003 son: de los centros urbanos (descargas municipales) generan $8.04 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ ($255 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); de las recolectadas en alcantarillado son $6.41 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ ($203 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); de la industria que genera $8.14 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ ($258 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). El origen de las descargas hasta el año 2003 es de zonas urbanas en localidades mayores de 50 000 habitantes ($158 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$); localidades de 20 001 a 50 000 habitantes ($17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y localidades de 2 501 a 20 000 habitantes ($28 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), sumando las descargas de tipo industrial ($258.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) se reporta un total de $461.2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Los giros industriales con mayores aportaciones de contaminantes a los cuerpos receptores son: acuícola, agropecuario, cerveza y malta, servicios, petrolera, azúcar, celulosa y papel, química y alimenticia.

Los tipos de tratamientos empleados para las aguas residuales, más comunes en el país son: las lagunas de estabilización, lodos activados y tratamiento primario avanzado. Otros que también son utilizados son el tanque imhoff, zanjas de oxidación, lagunas aireadas, filtros biológicos y biodiscos.

En la Figura 1.1. son ilustradas las principales etapas de un proceso de lodos activados en una planta tratadora de aguas residuales PTAR en la ciudad de Torreón, Coahuila. El

pretratamiento de las aguas residuales se define como el proceso de eliminación de elementos grandes como madera, botellas etc. que se lleva a cabo mediante cribas. Un segundo sistema de cribas de tipo rotatorio como es la que se muestra en la Figura 1.1. (Etapas 1) permite la separación de sólidos mayores de 5 mm. Dentro del tratamiento primario, se involucran operaciones de sedimentación por gravedad y flotación, que remueven aproximadamente la mitad de los materiales sólidos presentes en el influente. El material sólido orgánico e inorgánico que fue retenido es arrastrado al fondo y retirado del proceso, pues constituye el lodo primario junto con el material sobrenadante (aceites, grasas y residuos vegetales) mostrado en la segunda etapa en donde se puede observar el cono desarenador donde se realiza la separación de sólidos y el cono desengrasador.

Luego, el influente pasa por uno de los reactores secuenciales, en el cual se lleva a cabo el proceso de reacción, en donde la población microbiana utiliza la materia orgánica presente en el influente como fuente de carbono y energía para su crecimiento y supervivencia, posteriormente el agua pasa por el segundo reactor secuencial, en el cual se efectúa el proceso de sedimentación de los lodos (Etapas 3 y 4) y por último éstos son descargados a los lechos de secado (Etapas 5 y 6).

En el Cuadro 1.3., se muestran las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) municipales por región administrativa que estableció la CNA hasta el 2003.

GENERACIÓN DE LODOS

Las (PTAR) generan un subproducto conocido como "biosólido" en México o "sewage sludge" en otros países, que es conocido como un material semisólido, oscuro, con alto contenido de materia orgánica y nutrientes, que puede ser utilizado como abono en suelos deteriorados (EPA, 1999;



1. Criba rotatoria



2. Conos de separación



3. Reactor secuencial



4. Reactor de sedimentación



5. Descarga de lodos



6. Cama de secado

Figura 1.1. Etapas principales de un proceso de lodos activados en una PTAR en Torreón, Coahuila.

Figuroa *et al.*, 2002; Jurado *et al.*, 2004). Este producto que es resultado de un proceso de estabilización, ya sea físico, químico, biológico o térmico, actualmente representa un problema de tipo ambiental debido a su contenido de contaminantes como son: microorganismos patógenos, metales pesados y compuestos orgánicos.

Cuadro 1.3. Número de plantas tratadoras de agua residual (PTAR) por región administrativa hasta 2003.

Región Administrativa	Plantas en Operación	Capacidad instalada (l. p.s.)	Caudal tratado (l. p.s.)
I Península de Baja California	40	6 649	4 661
II Noroeste	73	3 777	2 624
III Pacífico Norte	125	5 943	4 453
IV Balsas	88	5 936	4 282
V Pacífico Sur	58	3 446	2 152
VI Río Bravo	123	20 970	16 320
VII Cuencas Centrales del Norte	55	3 591	2 579
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	338	16 304	12 550
IX Golfo Norte	46	875	681
X Golfo Centro	79	2 900	1 171
XI Frontera Sur	43	1 446	1 162
XII Península de Yucatán	37	1 774	1 206
XIII Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala	77	10 717	6 396
TOTAL NACIONAL	1182	84 331	60 242

Fuente: Inventario Nacional de PTAR Municipales. SGIHU, CNA.

Cuando estos lodos cumplen con la norma para poder clasificarse como residuo no peligroso NOM-052-ECOL-1993 y con la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, son llamados **biosólidos** y podrán utilizarse como abono orgánico en suelos agrícolas y pastizales.

El proceso más utilizado en las PTAR del país es el de lodos activados con un caudal tratado de $24.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (CNA, 2005). Así, se estima que la generación de lodos a nivel nacional sería de aproximadamente 191 296

toneladas por año de este subproducto. Tan solo la ciudad de Torreón, Coahuila en la Comarca Lagunera, genera alrededor de $1.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales (CNA, 2005) y una producción estimada de 34 ton día^{-1} de lodos residuales en peso seco de acuerdo a (Takashi *et al.*, 2007).

En base a datos estimados por la EPA (1999), aproximadamente un 0.1 por ciento de la tierra disponible para la agricultura en los Estados Unidos es tratada con biosólidos.

Caracterización de los Biosólidos

Durante el tratamiento de agua residual, se separa toda la materia sólida y semi-sólida para producir agua limpia como producto principal y lodos residuales como subproducto. Los lodos residuales son ricos en materia orgánica y nutrientes; sin embargo, contienen algunos contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y organismos patógenos según Bierman y Rosen (1994).

Características físicas

La principal característica física de los biosólidos es el contenido de humedad. Dependiendo del método de estabilización y deshidratado, el porcentaje de sólidos varía de 5 a 90 por ciento. Cuando el contenido de sólidos es muy bajo, los biosólidos son de aspecto gelatinoso, debido a que se le añaden polímeros. A medida que el porcentaje de sólidos aumenta, su aspecto cambia a una masa sólida, suave como lodo. Respecto al color de los biosólidos es negro y el olor fuerte (EPA, 1999).

Características químicas

Contenido de nutrientes. La composición química de los biosólidos hace que sean atractivos para la incorporación

en lo suelos. Contienen nutrimentos necesarios para el crecimiento de las plantas y materia orgánica que mejora las condiciones del suelo. En general, los biosólidos son ricos en nitrógeno (N) y fósforo (P) y una tonelada de biosólidos puede contener en promedio de 37 a 50 kg de N y de 13 a 24 kg de P, además de otros nutrimentos (Stehower, 1999).

La estabilización de los lodos se lleva a cabo para reducir la presencia de patógenos, eliminar olores y reducir el potencial de putrefacción. Los medios de estabilización más eficaces para la eliminación del desarrollo de estas condiciones son: la reducción biológica y la oxidación química de la materia orgánica, adición de agentes químicos para disminuir la supervivencia de los microorganismos. Las técnicas de estabilización más comunes son entre otras la digestión anaeróbica y aeróbica, la estabilización con cal, el tratamiento térmico y el compostaje.

La digestión anaeróbica es uno de los procesos más antiguos empleados en la estabilización de lodos. En este proceso se propicia la degradación de la materia orgánica contenida en la mezcla de lodos primarios y secundarios en ausencia de oxígeno molecular, donde los productos principales son el metano y el dióxido de carbono.

La digestión aeróbica se emplea en PTAR con capacidad inferior de 20 000 m³ día⁻¹. Las ventajas principales en este proceso son: se disminuye la concentración de DBO en el sobrenadante y se obtiene un producto final biológicamente estable y sin olores MDE, (2000).

En el Cuadro 1.4., se presenta el contenido de nutrimentos de acuerdo al proceso de estabilización que se realice a los lodos.

La composición química de los desechos sólidos municipales depende de un gran número de factores: la naturaleza de reutilización, el método de almacenaje y la

Cuadro 1.4. Contenido de nutrientes (%) en biosólidos según el proceso de estabilización.

Parámetro	Digestión Aeróbica	Digestión Anaeróbica	Estabilización Alcalina
Sólidos totales	2.3	6.7	9.1
Materia Orgánica	63	60	62
Nitrógeno Total	4.9	4.6	3.7
Nitrógeno orgánico	4.7	3.6	3.6
Nitrógeno amoniacal	0.2	0.9	0.1
Fósforo	2.4	2.1	1.3
Potasio	0.4	0.5	0.2

Fuente: Stehower, 1999.

evolución subsecuente (tratamiento aeróbico o anaeróbico), humedad, pH, temperatura Chian y Dewalle, (1976).

Estos productos contienen muy altas concentraciones de compuestos de carbono junto con elementos minerales; aunque la carga orgánica y la biodegradabilidad disminuye con el tiempo. El contenido de materia orgánica en los biosólidos es del 60 a 70%. Esto es de gran beneficio ya que la materia orgánica, además de liberar nutrientes al descomponerse, mejora la estructura el suelo e incrementa la capacidad de infiltración y retención de agua. Mediante las reacciones en el suelo se explica que sucede con algunos elementos cuando el biosólido es aplicado a los suelos:

Mineralización

Los biosólidos generalmente se forman por cuerpos de microorganismos que contienen carbono, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, azufre y fósforo. Los organismos del suelo atacan estos cuerpos de microorganismos mediante la descomposición, para producir dióxido de carbono, agua y humus (materia orgánica). La mineralización del nitrógeno como amonio ($N-NH_4$), fósforo como fosfato (PO_4^-) y el azufre como sulfato (SO_4^-) ocurre. El nitrógeno como amonio puede

también ser oxidado para producir los nitratos (N-NO_3), que pueden estar disponibles para la planta. El intercambio catiónico es el proceso que permite que las cargas negativas de la arcilla del suelo y el humus sostenga los elementos cargados positivamente (cationes). La capacidad de intercambio catiónico mide la habilidad del suelo para sostener o intercambiar cationes entre los cuales se tienen al calcio, el cadmio, el cromo, cobre, plomo, magnesio, mercurio, níquel, potasio, sodio y zinc. Todos podrían sostenerse como cationes y no hay tendencia a la lixiviación Hoette *et al.*, (1995).

Intercambio de aniones y retención

Este proceso describe la manera en que los aniones son adsorvidos ó atrapados en el suelo. Los aniones más comunes son el arsenato (AsO_4^{3-}), borato (BO_3), Nitrato (NO_3), Fosfato (PO_4^{3-}) y selenato (SeO_4^{3-}) son las formas aniónicas del arsénico, boro nitrógeno, fósforo y selenio. Como grupo el arsenato (AsO_4^{3-}), borato (BO_3) y el selenato (SeO_4^{3-}) tienen un comportamiento similar. Pueden ser adsorbidos sobre la superficie del suelo por diferentes mecanismos haciendo que los aniones queden inmóviles. En contraste con el borato y el nitrato que son muy móviles y podrían moverse rápidamente a través del suelo como solutos en el agua Hoette *et al.*, (1995).

Acidez del suelo

De acuerdo a las regulaciones se requiere que el pH del suelo sea mayor que 6.0 antes de ser aplicados los biosólidos. Si el pH del suelo es menor de 6.0, muchos metales tales como el cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu) y zinc (Zn), pueden estar disponibles para la planta provocando toxicidad en la misma. A valores elevados de pH casi todos los elementos pueden causar deficiencias en la planta principalmente el hierro y el manganeso. En resumen: la mineralización, el intercambio catiónico y aniónico, la acidez del suelo pueden afectar la disponibilidad de los elementos en los biosólidos; la mínima

disponibilidad de muchos metales ocurre a pH de 6.0 a 7.5 Hoette *et al.*, (1995).

Contenido de metales pesados.

La concentración de metales pesados en los biosólidos define si éstos pueden incorporarse en suelos agrícolas o de pastizales. En el Cuadro 1.5., se presenta el contenido medio y extremo de metales pesados en lodos residuales.

La normatividad en el uso de biosólidos en México se rige por la Norma Oficial, NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece los límites permisibles de metales y patógenos en biosólidos.

Los metales pesados que están regulados en materia de biosólidos, de acuerdo con la Norma anterior son: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni y Zn. Schirado *et al.* (1986), comentan que cuando se han hecho adiciones de residuos a largo plazo hay acumulaciones de metales pesados en el suelo; además los elementos traza en el suelo se distribuyen en varias fases como son: la soluble, la orgánica la intercambiable, la fase asociada con el carbonato y los minerales secundarios Li y Shuman, (1996). Sin embargo este tema se abordará a detalle en el Capítulo 2. Normatividad en el uso de biosólidos.

Cuadro 1.5. Contenido de metales pesados (mg kg⁻¹) en biosólidos.

Metal	Media	Extremo
Arsénico As	3.4	20.0
Cadmio Cd	2.2	7.3
Cobre Cu	505.0	1382.0
Plomo Pb	62.0	202.0
Mercurio Hg	1.5	6.0
Molibdeno Mo	8.7	44.0
Níquel Ni	22.0	85.0
Selenio Se	4.4	8.5
Zinc Zn	694.0	1989.0

Fuente: Stehower, 1999

Características microbiológicas

Las aguas residuales que provienen del uso doméstico y los lodos que se forman con el tratamiento de este tipo de aguas, generalmente contienen cuatro grupos organismos patógenos que atacan al ser humano como son: bacterias, virus, protozoarios y helmintos. No obstante lo anterior, mediante el proceso de estabilización que reciben los biosólidos, el contenido de éstos patógenos se reduce a niveles que los hacen no peligrosos cuando son utilizados en la agricultura (NRC, 1996). Basado en el contenido microbiológico, la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, estableció tres categorías: Clase A, B o C (Uribe *et al.*, 2004). Estudios sobre microorganismos indicadores, han demostrado que los coliformes totales y fecales como *Streptococci fecal* puede sobrevivir por semanas a varios meses dependiendo de la humedad y las condiciones de temperatura en el suelo (Pepeer *et al.*, 1993).

ALTERNATIVAS DE DISPOSICIÓN FINAL

El manejo y disposición de biosólidos en Europa varía de país en país; así como sus estándares aplicados. Una evaluación del estatus de disposición y reciclaje dentro de la comunidad europea revisó la existencia de legislaciones y regulaciones; proporcionando un análisis de posiciones y restricciones con la finalidad de dar solución a las limitaciones en el uso de biosólidos. En el Cuadro 1.6., se muestra la cantidad de biosólidos producidos en algunos países de Europa y la disposición final que se lleva a cabo en cada uno de ellos (NRC,2002).

En México la práctica común de disposición final de los lodos residuales de las PTAR es depositarlos en los rellenos sanitarios municipales; sin embargo, esto representa un problema potencial de contaminación ambiental debido a la concentración de grandes cantidades de lodos en un solo lugar. Esta disposición en rellenos sanitarios resulta costosa para los municipios y desde el

punto de vista ecológico, al permanecer los lodos en un solo sitio a cielo abierto son focos de infección que finalmente representan daños a la salud pública.

Cuadro 1.6. Producción y disposición de biosólidos en la Comunidad Económica Europea.

País	Cantidad	Agricultura	Releno sanitario	Incinera-ción	Océa-no	Otro
Francia	865	502/58	234/27	130/15		
Alemania	2681	724/27	1448/54	375/14		134/5
Grecia	48	4.8/10	43/90			
Italia	816	289/33	449/55	16/2		82/10
Holanda	335	87/26	171/51	10/3		67/20
Portugal	25	2.7/11	7.3/29		0.5/2	14.5/58
España	350	175/5	123/35	17.5/5	35/10	
Suecia	200	80/40	120/60			

Fuente: (NRC, 2002)

Si bien es cierto que los lodos aportan nutrientes al suelo; también estos desechos pueden contener diversos contaminantes como metales pesados, microorganismos patógenos, compuestos orgánicos e inorgánicos; sin embargo cuando los lodos cumplen con las normas de calidad NOM-004-SEMARNAT-2002 (Protección Ambiental, Lodos, Biosólidos), mediante el análisis CRETIB: (Corrosivo-Reactivo-Explosivo-Tóxico-Infecioso-Biológico) son llamados biosólidos y la posible alternativa segura de disposición final para este subproducto es el aprovechamiento en suelos agrícolas y forestales sin riesgo adverso al ambiente y a la salud pública, impactando en un ámbito de aplicación a nivel nacional.

CONCLUSIONES

El agua como recurso indispensable para la vida en el mundo debe cuidarse, de no hacer más eficiente su uso estaremos en posibilidades de sufrir por la escasez de tan valioso recurso.

Los tratamientos empleados para las aguas residuales en el país son: las lagunas de estabilización, lodos activados y tratamiento primario avanzado. Las descargas provenientes de colectores municipales, alcantarillado y la industria son de $22.59 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$. Otros tratamientos que también son utilizados son el tanque imhoff, zanjas de oxidación, lagunas aireadas, filtros biológicos y biodiscos.

En México, en localidades con más de 50 000 habitantes deben tratar sus aguas, de acuerdo a la norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-96 que establece límites máximos permisibles de contaminantes de aguas residuales que son descargadas en cuerpos de aguas y bienes nacionales. El número de plantas tratadoras de agua residual en México suman un total de 1182, con un caudal tratado de 60 242 lps.

El proceso más utilizado en las PTAR en el país es el de lodos activados con un caudal tratado de $24.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (CNA, 2005), estimando una generación de lodos a nivel nacional de $191\,296 \text{ t año}^{-1}$. Los cuales al pasar el análisis de calidad (CRETIB) son llamados biosólidos y pueden ser utilizados para uso en suelos de tipo agrícola y forestal considerando antes de su utilización el tipo de textura de los suelos, las condiciones del manto freático, si existen pendientes o no en los terrenos donde se van a aplicar y algunos otros factores que permitirán el uso seguro de este subproducto.

LITERATURA CITADA

- Bierman, P. M. and Rosen, C. J. 1994. Sewage sludge incinerator ash effect on soil chemical properties and growth of lettuce and corn. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 25, 2409-2437pp.
- Cabanillas T. N. 2004. El agua subterránea y su importancia. <http://www.amc.unam.mx> *Agencia de Noticias de la Academia Mexicana de Ciencias, p83. (Consultado Nov. 21,2007)
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2005. Inventario de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales e Industriales en la Región Lagunera. Gerencia Regional Cuencas Centrales .

- del Norte. Subgerencia Técnica. Jefatura de Saneamiento y Calidad del Agua
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2005. Estadísticas del agua en México. Síntesis. SUIBA.SINA. México.
- Chian, E. S. K. and Dewalle, F. B. 1976. Sanitary landfill leachates and their treatment. *J. Environmental Eng. Division Proc. Am. Soc. Civ. Eng.* 102:411- 431pp.
- EPA (Environmental Protection Agency). 1999. A biosolids, generation, use and disposal in the United States. EPA 530-R-99-009Office of solid waste and energy response, U.S. Environmental Protection Agency Washington D.C.
- Falkenmark, M. and Lindh, G. 1993. Water and economic development. *In: Gleick PH (Ed.): Water in Crisis: 80-91.* Oxford University Press, NY, USA.
- Feachem, R. G.; Bradley, D. J. and Garelik H. 1983. Sanitation and disease: Health aspects of excreta and waste management. Wiley, NY, USA.
- Figuroa V. U., Flores O. M. A., y Palomo R. M. 2002. Uso de biosólidos en Suelos Agrícolas. Folleto técnico No. 3. INIFAP-Campo Experimental Valle de Juárez. México. 17 p.
- Foster H. D. 1999. <http://usinfo.state.gov/journals/ltgic/0399/ijgs/ijgs0399.htm> (accesado Nov. 22,2007)
- Hoette, G. D., Brown, J. R., and Arnold K. 1995. Activity and Movement of Plant Nutrients an other trace substances in soils. *Water Quality* 4:28-46 pp.
- Hutson, S. S.; Barber, N. L.; Kenny, J. F.; Linsey, K. S.; Lumia D. S. and Maupin, M. A. 2004. <http://pubs.usgs.gov/circ/1268/control/revisions.html> (Accesado Nov 23, 2007)
- Jurado, G. P.; Luna, L. M. y Barretero H. R. 2004. Aprovechamiento de biosólidos como abonos orgánicos en pastizales áridos y semiáridos. *Técnica pecuaria en México.* 379-395 pp.0
- Kulshreshtha, S. 1993. *World Water Resources and Regional Vulnerability: Impacts of Future Changes.* RR-93-10. International Institute for Applied Systems Analysis, Luxemburg, Austria.
- Li, Z. and Shuman, L.M. 1996. Extractability of zinc, cadmium, and nickel in soils amended with EDTA, *Soil Sci.*, 161, 226–232 pp.
- Ministerio de Desarrollo Económico. 2000. Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico RAS. Secc II. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. Bogotá D. C. Colombia 13p.
- NRC (National Research Council). 1996. Use of Reclaimed water and sludge in food crop production. National Academy Press. Washington D.C. USA. 178p
- NRC (National Research Council). 2002. Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices. National Research

- Council. USA. 345 p.
- NOM-052-SEMARNAT-1993 Norma Oficial Mexicana. 1993. Antes NOM-052-ECOL-1993. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, publicada en el Diario Oficial de la Federación 38p.
- NOM-001-Ecol-1996. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997. 1-18p
- NOM-004-SEMARNAT-2002, Norma Oficial Mexicana Que establece la Protección Ambiental, Lodos y Biosólidos, Especificaciones y Límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento.
- Pepper, I. L.; Josephson, K.I.; Bailey, R. L.; Burr, M. D.; and Gerba, C.P. 1993. Survival of Indicator organisms in Sonorah Dessert Soil Amended with sewage sludge. *Jour. Environ. Sci., Health part A . Environ. Sci. Eng.* 28(6):1287-1302pp.
- Takashi, A; Franklin, L. B. and Leverenz H. L. 2007. *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse.* Metcalf and Eddy Inc. New York Mac Graw Hill. USA. 374p.
- Uribe, M. H. R.; Chávez S. N.; Orozco H.; y Espino V. M. S. 2004. Mayor Producción de alfalfa fertilizando el suelo con biosólidos. Centro de Investigación Regional Norte-Centro – Campo Experimental Delicias, Chihuahua INIFAP. México. Folleto Técnico No. 18. 51p.
- World Bank 1997. *In: Helsinki University of Technology, Laboratory of Water Resources, Working Paper* 1997: 1 Water scarcity and vulnerability: Mexico in a global perspective.
- Varis, O. and Somlyódy L. 1997. Global urbanization and urban water: can sustainability be afforded? *Water Science and Technology* 35(9): 21-32pp.
- Schirado, T., Vergara, I., Schalscha, E.B., and Pratt, P.F. 1986. Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated wastewater. *J. Environ. Qual.* 15, 9–12pp.
- Stehower, R. 1999. Use of biosolids in crop production. The Pensilvania State University. University Park, PA. 8 p.

NORMATIVIDAD PARA EL USO SEGURO DE BIOSÓLIDOS

Uriel Figueroa Viramontes¹, María del Carmen Potisek Talavera², Hugo Raúl Uribe Montes³, Miguel Angel Flores Ortiz⁴

¹INIFAP, Campo Experimental La Laguna. figueroa.uriel@inifap.gob.mx;

²INIFAP, CENID-RASPA; ³INIFAP, Campo Experimental Delicias; ⁴INIFAP, Campo Experimental Zacatecas

INTRODUCCIÓN

El uso de abonos orgánicos como fuente de nutrimentos y mejoradores de las propiedades del suelo se ha documentado por más de 2000 años (O'Connor *et al.*, 2005). Sin embargo, la normatividad en el uso de estos productos es relativamente reciente. La normatividad en materia de biosólidos es importante para minimizar el riesgo de contaminación por el uso excesivo o repetitivo de estos residuos orgánicos. En el presente capítulo se revisa la Norma que regula el uso de biosólidos en México, así como la normatividad existente en otros países de América y Europa. La importancia de revisar las Normas de otros países es que presentan algunas especificaciones de manejo, como dosis de aplicación, separación de cuerpos de agua y pendiente del terreno, entre otras, las cuales no están contempladas en la Norma Mexicana y pueden considerarse como criterio de "Buenas Prácticas Agrícolas" en el manejo y uso seguro de biosólidos.

MÉXICO

Los lodos residuales de plantas tratadoras de agua residual (PTAR) se consideran biosólidos y pueden ser utilizados como fertilizante orgánico en suelos agrícolas y pastizales cuando cumplen con la Norma CRETIB (NOM-052-SEMARNAT-1993, SEMARNAT, 1993) y con la norma (SEMARNAT, 2002). La primera establece los criterios

para clasificar a un residuo como no-peligroso por sus características de Corrosividad, Reactividad, Explosividad, Toxicidad al ambiente, Inflamabilidad y Biológico-infeccioso; la NOM-004-SEMARNAT-2002 establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en biosólidos, para su aprovechamiento y disposición final. Algunos aspectos de la normatividad en México se muestran a continuación.

Atracción de vectores

Los biosólidos deben pasar por un tratamiento para reducir la atracción de vectores, como moscas, además de otros insectos y roedores que pueden transmitir algún patógeno. Las opciones que marca la Norma Mexicana son las siguientes:

- Reducción en el contenido de sólidos volátiles a por lo menos 38%.
- Digestión adicional de los biosólidos digeridos anaeróbicamente.
- Digestión adicional de los biosólidos digeridos aeróbicamente.
- Procesos aerobios a más de 40°C. Esta opción aplica a biosólidos composteados.
- Adición de materia alcalina para elevar el pH a 12 o más por un determinado tiempo.
- Reducción en la humedad de biosólidos que no contienen sólidos sin estabilizar.
- Reducción en la humedad de biosólidos que contienen sólidos no estabilizados.
- Tasa específica de absorción de oxígeno (TEAO) para biosólidos digeridos aeróbicamente
- Incorporación de biosólidos al suelo dentro de las 6 horas posteriores a su aplicación sobre el terreno.

Metales pesados

De acuerdo con el contenido de metales pesados, la Norma Mexicana clasifica los biosólidos como Excelentes y Buenos. (Cuadro 2.1.). Si la concentración de alguno de los metales es mayor que el límite máximo para ser clasificados como "Buenos", los biosólidos se consideran no aptos para

usos benéficos (SEMARNAT, 2002).

Cuadro 2.1. Límites permisibles de metales pesados en biosólidos (SEMARNAT-2002).

Metal	Buenos	Excelentes
	mg kg ⁻¹	
Arsénico	75	41
Cadmio	85	39
Cromo	3000	1200
Cobre	4300	1500
Mercurio	840	300
Niquel	57	17
Plomo	420	420
Zinc	7500	2800

Los límites permisibles en la NOM-004-SEMARNAT-2002 son los mismos que se consideran en la Norma de los EUA, contenida en el Código Federal de Regulaciones 40, Parte 503 (CFR 40, Part 503; EPA, 1999), la cual fue publicada en 1993 y está basada en estudios de riesgos adversos a la salud humana. En una sección posterior se revisará la Norma de EUA.

Microorganismos patógenos

Para disminuir el riesgo de contaminación microbiológica de los cultivos, los lodos residuales de PTAR deben pasar por procesos de estabilización que reduzcan significativamente el contenido de patógenos y así poder cumplir con la Norma NOM-004-SEMARNAT-2002. De acuerdo al contenido de patógenos, los biosólidos son clasificados en tres Clases (Cuadro 2.2.).

Las clases B y C se obtienen con los procesos de estabilización en las PTAR; los biosólidos Clase A se obtienen mediante procesos adicionales a la estabilización para reducir significativamente los patógenos (SEMARNAT,

2002), por ejemplo tratamientos con calor, pasteurización o composteo (Hoiting, 1994).

Cuadro 2.2. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en biosólidos (SEMARNAT-2002).

Clase	Coliformes fecales ¹	Patógenos: <i>Salmonella spp.</i>	Parásitos: Huevos de helmintos ³
	NMP g ⁻¹ (base seca) ²	NMP g ⁻¹ (base seca)	No g ⁻¹ (base seca)
A	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 1
B	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

¹ Indicador bacteriológico de contaminación.

² NMP número más probable.

³ Huevos de helmintos viables.

Aprovechamiento de biosólidos

Cuando los biosólidos son de "Clase A" por contenido microbiológico y "Excelentes" por el contenido de metales, pueden aplicarse prácticamente sin restricciones, inclusive en suelos urbanos de uso público. Sin embargo, los biosólidos Clase B y C son los que se producen comúnmente en las PTAR posterior al proceso de estabilización; éstos pueden aplicarse exclusivamente en suelos agrícolas para la producción de cultivos, áreas de pastizales para la

Nutrientos

Los nutrientes contenidos en los biosólidos, principalmente nitrógeno y fósforo, presentan un riesgo de contaminación potencial a los cuerpos de agua superficial y/o subterránea cuando se aplican en exceso. Sin embargo, la Norma Mexicana no señala ningún criterio para minimizar el riesgo anterior. Por lo anterior, es recomendable considerar los criterios de aplicación en otros países.

Cuadro 2.3. Aprovechamiento de biosólidos en función de su calidad por metales y patógenos (NOM-004-SEMARNAT -2002).

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	• Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación
		• Los establecidos para clase B y C
Excelente o Bueno	B	• Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación
		• Los establecidos para clase C
Excelente o Bueno	C	• Usos forestales
		• Mejoramientos de suelos
		• Usos agrícolas

CANADÁ

La legislación de Canadá regula las cantidades de biosólidos que se pueden aplicar al suelo, de tal manera que se evite la acumulación de metales por encima de valores normales en el suelo.

En algunos parámetros de calidad se ha tomado la experiencia de la Norma de Estados Unidos (Oleszkiewicz y Mavinic, 2002). Algunos aspectos importantes de la regulación de Canadá relacionados con el uso de biosólidos en suelos agrícolas se describen a continuación.

Metales pesados

Los límites permisibles de metales en biosólidos estabilizados anaeróbicamente están expresados como la relación entre nitrógeno inorgánico ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) y cada metal regulado.

En el caso de biosólidos estabilizados aeróbicamente, los límites permisibles están expresados en $mg\ kg^{-1}$ de peso seco. En el Cuadro 2.4., se presentan los límites permisibles en ambos tipos de biosólidos (MOE, 1996).

Cuadro 2.4. Límites permisibles de metales contenidos en biosólidos para aplicación en suelos agrícolas.

Metal	Límite máximo permisible	
	Biosólidos anaeróbicos $N_{\text{org}}^{\text{a}}$: Metal	Biosólidos aeróbicos mg kg ⁻¹
As	100	170
Cd	500	34
Co	50	340
Cu	10	1700
Cr	6	2800
Hg	1500	11
Mo	180	94
Ni	40	420
Pb	15	1100
Se	500	34
Zn	4	4200

^a N_{org} es la suma de $N\text{-NH}_4^+$ + $N\text{-NO}_2^-$.

Los límites permisibles de metales en el suelo están basados en el contenido normal de metales en suelos no contaminados. En el Cuadro 2.5., se presenta la concentración máxima que puede alcanzar un suelo con aplicación de biosólidos, así como la cantidad de metales en biosólidos que se pueden incorporar a un suelo en un periodo de cinco años y la cantidad máxima permitida.

Nitrógeno

El criterio para normar la dosis de aplicación de biosólidos en Canadá se basa en la cantidad de nitrógeno incorporado al suelo. Las cantidades de nitrógeno inorgánico incorporadas al suelo están limitadas para proteger el agua subterránea, así como el suelo y el cultivo. La dosis máxima de nitrógeno inorgánico (amonio + nitrato), contenido en los biosólidos, que puede aplicarse a un mismo sitio es de 135 kg ha⁻¹ durante un periodo de cinco años (Environment Canada, 1984), o cuatro años en el caso de pastos para forraje (MOE, 1996).

Cuadro 2.5. Límites de metales pesados en suelos con aplicación de biosólidos (MOE, 1996).

Metal	Contenido Máximo permisible en el suelo	Aplicación máxima en cinco años	Aplicación máxima acumulada
	mg kg ⁻¹	----- kg ha ⁻¹ -----	
As	14	1.4	14
Cd	1.6	0.27	1.6
Co	20	2.7	30
Cu	100	13.6	150
Cr	120	23.3	210
Hg	0.5	0.09	0.8
Mo	4	0.8	4
Ni	32	3.56	32
Pb	60	9	90
Se	1.6	0.27	2.4
Zn	220	33	330

Sodio

El sodio está regulado en la Norma de Canadá para prevenir daños irreversibles a la estructura del suelo por la defloculación causada por excesos de sodio. Los valores recomendados de sodio incorporado en biosólidos se presentan en el Cuadro 2.6.

pH

Cuando los biosólidos se aplican en suelos con cultivos establecidos, el pH debe estar en el rango de 6.0 a 8.5. En caso de que el material a aplicar este fuera del intervalo de pH recomendado, los biosólidos deben aplicarse en suelos sin cultivos aún establecidos (antes de sembrar o después de cosechar).

Cuadro 2.6. Límites de sodio incorporado al suelo en biosólidos (MOE, 1996).

Textura del suelo	Tasa máxima anual kg ha ⁻¹ de Na
Arenosa, arena-francosa	200
Franca, arcilla-francosa, arcillosa, suelos orgánicos	500

Boro

Como la mayoría de los cultivos son sensibles a concentraciones bajas de boro, la Norma de Canadá establece un límite máximo anual de 1 kg ha⁻¹ de B por año, o de 2 kg ha⁻¹ de B por año para cultivos tolerantes a boro.

Distancias de separación

La Norma establece distancias de separación para protección del agua subterránea y áreas habitacionales, las cuales se anotan en el Cuadro 2.7. Además, se regulan también distancias de separación entre sitios de aplicación de biosólidos y corrientes superficiales de agua, en base a la pendiente del terreno, de acuerdo al Cuadro 2.8.

Cuadro 2.7. Distancias de separación de sitios aplicados con biosólidos (Environment Canada, 1984).

	Distancia (m)
Agua freática	0.9
Roca madre	1.5
Pozos de bombeo >15 m profundidad	15
Otros pozos de bombeo	90
Casas individuales	90
Áreas residenciales	450

Cuadro 2.8. Distancias de separación entre sitios aplicados con biosólidos y corrientes superficiales de agua (Environment Canada, 1984).

Pendiente (%)	Permeabilidad	Distancia (m)
0 – 3	• Rápida a moderada rápida	• 50
	• Moderada a Baja	• 100
3 – 6	• Rápida a moderada rápida	• 100
	• Moderada a Baja	• 200
6 – 9	• Rápida a moderada rápida	• 150
	• Moderada a Baja	• No aplicar
Mayor de 9	• Cualquier permeabilidad	• No aplicar

Fósforo

No se recomienda la aplicación de biosólidos en suelos que contengan más de 60 mg/L (0-15 cm de profundidad) de fósforo extractable (Environment Canada, 1984).

Cultivos recomendados

La norma de Canadá recomienda los siguientes cultivos para suelos que recibirán biosólidos, así como tiempos de espera de acuerdo a la época de cosecha (Cuadro 2.9.).

ESTADOS UNIDOS DE AMÉRICA (EUA)

La Norma en materia de biosólidos en los EUA está contenida en la Parte 503 del Código Federal de Regulaciones (CFR) 40 y fue publicada en 1993 (EPA, 1993). Está basada en estudios de riesgo y permite cierta acumulación de metales en el suelo; los límites permisibles de la Norma tienen como objetivo proteger la salud pública y el ambiente de cualquier efecto adverso razonablemente previsible (EPA, 1995).

Cuadro 2.9. Cultivos recomendados y tiempos de espera después de la aplicación de biosólidos (MOE, 1996).

Cultivo	Tiempo de espera después de la aplicación
Alfalfa y ensilajes	3 semanas antes de la cosecha
Pastura para caballos, ganado vacuno	2 meses antes de pastar
Pastura para cerdos, ganado ovino y caprino	6 meses antes de pastar
Pastos comerciales	12 meses antes de cosecha
Frutos pequeños	15 meses antes de cosecha
Arboles frutales y viñedos	3 meses antes de cosecha
Hortalizas	12 meses antes de cosecha
Jardines en casas habitación	No se recomienda la aplicación
Tabaco	No se recomienda la aplicación
Campos de golf y sitios recreacionales	Se recomienda la aplicación solo cuando estabilización adicional a la digestión se aplica para reducir el contenido de patógenos

En 1972 el Congreso de EUA instruyó a la Agencia de Protección Ambiental a desarrollar una guía para el uso y disposición de los lodos residuales, incluyendo la aplicación a tierras de cultivo. A partir de 1979 la aplicación de biosólidos estuvo regulada por la Parte 257, CFR 40 (EPA, 1979). En 1988 se prohibió en EUA la disposición de lodos residuales en los océanos, lo cual promovió su uso en suelos, como alternativa a la disposición en rellenos sanitarios y la incineración. Finalmente, la Parte 503 fue publicada el 1993 y enmendada en 1999 (EPA, 1999).

Los análisis de riesgo que dieron lugar a la Parte 503, asumen que los metales potencialmente tóxicos en los suelos tratados con biosólidos permanecen en el suelo en formas poco disponibles; así también, que la absorción de estos metales por la planta llegan a una línea asintótica, es decir, la concentración de metal en la planta tiende a alcanzar un máximo y luego se mantiene constante (asintótico),

aunque la incorporación de metales en el suelo continúe (Ryan y Chaney, 1994).

Un argumento en contra de lo anterior es que la capacidad de adsorción de los metales en el suelo se incrementa por la materia orgánica adicionada como biosólido; sin embargo, la mineralización de esta materia orgánica puede liberar los metales, aumentando el riesgo de biodisponibilidad (McBride, 1995). En suelos con pH alcalino el riesgo de biodisponibilidad se minimiza, ya que el pH alcalino actúa como una barrera al paso de metales a la cadena alimenticia (Assadian *et al.*, 1998).

La Parte 503 regula la aplicación de biosólidos en suelos, la incineración y la disposición final en sitios de confinamiento exclusivo; aplica a los generadores de los biosólidos, a las compañías dedicadas al transporte y aplicación de biosólidos, así como a los usuarios. La Parte 503 no considera los siguientes casos:

- Procesos de estabilización de biosólidos
- Selección de un método de disposición final
- Incineración junto con otros residuos
- Lodos industriales
- Residuos peligrosos
- Lodos residuales con concentraciones de bifenil policlorinados (PCB) ≥ 50 mg/kg
- Cenizas de incineradores de lodos residuales
- Residuos sedimentados (arena, grava) o de las cribas de pre tratamiento
- Lodos de plantas potabilizadoras de agua
- Lodos de fosas sépticas de instalaciones comerciales o industriales
- Disposición final en un relleno sanitario de residuos sólidos

Metales pesados

La normatividad de los EUA plasmada en la Parte 503 está basada en estudios de riesgo a la salud humana, de toxicidad a los cultivos y de deterioro al medio ambiente. En base a los modelos de riesgo desarrollados, este método permite cierta acumulación de contaminantes en el suelo, tomando en cuenta la capacidad del suelo para asimilar, atenuar y detoxificar dichos contaminantes, de tal manera que se minimicen los riesgos a la salud humana, a los cultivos y al medio ambiente (NRC, 1996).

Los contaminantes regulados en la parte 503 fueron seleccionados en base a diferentes criterios, con los cuales la EPA dejó fuera todos los compuestos orgánicos y solo regula los nueve metales anotados en el Cuadro 2.10.. El método utilizado para determinar los límites máximos de dichos metales se basó en modelos de exposición de individuos altamente susceptibles (ser humano, plantas, ganado, organismos del suelo). La exposición máxima permitida en los modelos de riesgo fue 0.0001 veces la dosis de riesgo para los metales conocidos por ser cancerígenos, e igual a la dosis diaria recomendada para los metales no cancerígenos (NRC, 2002). El individuo más expuesto y la vía con mayor riesgo para cada metal aparecen en el Cuadro 2.10. (Schoof y Houkal, 2005).

Cuadro 2.10. Individuos y vías de exposición con mayor riesgo, por metal (NRC, 1996).

Metal	Individuo altamente expuesto	Vía de Exposición
Arsénico	Niño	Lodo – suelo – niño
Cadmio	Niño	Lodo – suelo – niño
Cobre	Planta	Lodo – suelo – planta
Mercurio	Niño	Lodo – suelo – niño
Molibdeno	Ganado	Lodo – suelo – planta – animal
Niquel	Planta	Lodo – suelo – planta
Plomo	Niño	Lodo – suelo – niño
Selenio	Niño	Lodo – suelo – niño
Zinc	Planta	Lodo – suelo – planta

Los valores límite de cada metal para biosólidos de Excelente calidad (Cuadro 2.11., Columna 3), fueron estimados asumiendo: a) una vida útil de un sitio de aplicación de no más de 100 años, y b) una tasa anual de aplicación de 10 ton ha⁻¹ o menos.

Es decir, la cantidad máxima que pudiera aplicarse a un mismo sitio es de 1000 ton. Luego, la tasa acumulada del contaminante (Cuadro 2.11., Columna 2), se distribuyó uniformemente entre 1000 ton para calcular los límites de concentración de contaminante en mg kg⁻¹ de biosólido (en base a peso seco).

Cuadro 2.11. Valores límites permisibles de metales en biosólidos (EPA, 1999).

	Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 4
Metal	Concent. Límite para aplicación en suelo mg kg ⁻¹	Límite máximo acumulado kg ha ⁻¹	Concent. límite Excelente Calidad mg kg ⁻¹	Tasa anual de aplicación de metales kg ha ⁻¹ por año
Arsénico	75	41	41	2.0
Cadmio	85	39	39	1.9
Cobre	4300	1500	1500	75
Mercurio	57	17	17	0.85
Molibdeno	75			
Níquel	420	420	420	21
Plomo	840	300	300	15
Selenio	100	100	100	5
Zinc	7500	2800	2800	140

Columna 1: Concentración límite que no debe ser excedida para poder aplicar biosólidos en suelos.

Columna 2: Criterio utilizado cuando para biosólidos en "Concentración límite" (entre Columna 1 y Columna 3).

Columna 3: Los valores son promedios mensuales en un periodo de monitoreo.

Columna 4: Aplica a biosólidos con concentraciones entre las Columnas 1 y 3, cuando se regalan o se venden en contenedor.

La clasificación de biosólidos de "concentración límite" para aplicación en suelo (Cuadro 2.11., Columna 1), fue estimada de tal manera que no causen un efecto dañino en una sola aplicación al suelo. Biosólidos con esta clasificación pueden utilizarse mientras no se rebasen el "límite máximo acumulado" (Cuadro 2.11., Columna 2). En el caso de Molibdeno, O'Connor *et al*, (2001) proponen un límite máximo acumulado de 40 kg por hectárea.

La aplicación de biosólidos esta explícitamente excluida en las siguientes situaciones (EPA, 1999):

- a) Cuando sea probable afectar adversamente especies en peligro de extinción o su hábitat.
- b) En suelos inundados, congelados o cubiertos con nieve.
- c) A menos de 10 m de aguas de los EUA.
- d) A una dosis mayor que la tasa agronómica, a menos que se autorice una dosis mayor para recuperación de suelos.

Microorganismos patógenos

Gerba y Smith (2005) mencionan 30 patógenos principales en biosólidos, incluyendo bacterias, virus, protozoarios y helmintos. Sin embargo, la Parte 503 se basa en la presencia de coliformes fecales y *Salmonella*. La Subparte B contiene la frecuencia de monitoreo de los contaminantes, de la densidad de patógenos y la reducción de atracción de vectores. En la Subparte D, los biosólidos se clasifican por contenido de patógenos en Clase A y Clase B, cuyos criterios se describen a continuación.

Biosólidos Clase A:

- a) La densidad de coliformes fecales debe ser menor a 1000 número mas probable por gramo de sólidos totales en peso seco (NMP g⁻¹), o
- b) La densidad de bacterias de *Salmonella* spp debe ser menor a 3 NMP/4 g (peso seco) al momento en que el biosólido va a ser utilizado;

Más una de seis alternativas para una mayor reducción de patógenos, por ejemplo:

- Tratamiento de temperatura en base al porcentaje de sólidos en los lodos,
- Tratamiento con cal para mantener el pH > 12 por al menos 72 hr (temperatura >52° C) y secar los lodos a más 50% de sólidos.
- La densidad de virus entéricos es menor de una unidad formadora de placa (UFP) por cada 4 g de sólidos totales (peso seco).
- La densidad de huevos viables de helminto debe ser menor a 1 en 4g (peso seco).
- Aplicar uno de siete métodos (descritos en el Apéndice B de la Parte 503) para reducir significativamente la presencia de patógenos.

Los biosólidos Clase A y de Excelente Calidad por metales pesados pueden ser aplicados sin mayores restricciones. Éstos pueden ser aplicados en parques, jardines públicos, jardines de casas, y otros lugares públicos.

Biosólidos Clase B:

- a) La media geométrica de la densidad de coliformes fecales en siete muestras tomadas al tiempo que el biosólido será utilizado debe ser menor a 2,000,000 NMP g⁻¹ (peso seco) o menor a 2,000,000 de unidades formadoras de colonias (UFC)/g (peso seco), o
- b) Los biosólidos deben ser tratados por alguno de siete métodos para reducir significativamente la presencia de patógenos descritos en el Apéndice B de la Parte 503 (EPA, 1999).

Los biosólidos Clase B por patógenos y cualquiera de las dos clasificaciones por metales pesados, son los más comunes para aplicaciones en suelos agrícolas (Figuroa *et al.*, 2002). Por esta razón, la Parte 503 incluye restricciones de tiempo entre la aplicación de biosólidos y la cosecha o

utilización del cultivo, las cuales se listan a continuación (Cuadro 2.12.):

Cuadro 2.12. Tiempos de espera después de la aplicación de biosólidos (EPA, 1999).

Producto o sitio	Restricción
Frutos con partes comestibles en contacto con la mezcla suelo-biosólido	<ul style="list-style-type: none"> • Cosechar después de 14 meses de aplicados los biosólidos
Frutos con partes comestibles subterráneas	<ul style="list-style-type: none"> • Si la incorporación se realiza a los 4 meses o mas después de la aplicación de los biosólidos: Cosechar después de 20 meses de la aplicación • Si la incorporación se realiza antes de 4 meses después de la aplicación de los biosólidos: Cosechar después de 38 meses de la aplicación
Cultivos comestibles, forrajes, fibras	<ul style="list-style-type: none"> • Cosechar después de 30 días de aplicados los biosólidos
Pastos para forraje	<ul style="list-style-type: none"> • Pastar ganado después de 30 días de aplicados los biosólidos
Sitios con alto potencial de acceso público (parques)	<ul style="list-style-type: none"> • Restringir el acceso por un año después de aplicados los biosólidos
Sitios con bajo potencial de acceso público (tierras de cultivo)	<ul style="list-style-type: none"> • Restringir el acceso por 30 días después de aplicados los biosólidos

Dosis de aplicación

Otra de las regulaciones contenidas en la Parte 503 es la relacionada con la cantidad de biosólidos a aplicar en suelos agrícolas. Específicamente, la Norma establece que la cantidad de biosólidos a aplicar en un predio debe ser igual o menor a la tasa agronómica (EPA, 1999).

La tasa agronómica se define como la dosis de biosólidos diseñada para proveer la cantidad de nitrógeno que requiere el cultivo y, a la vez, minimizar la cantidad de nitrógeno del biosólido que se pueda filtrar a través de la zona radical del cultivo hasta el agua subterránea (EPA, 1994). Sin embargo, cuando la dosis de aplicación de biosólidos se basa en el requerimiento de N del cultivo, se provoca una acumulación de P en el suelo por encima del requerimiento del cultivo; en climas húmedos con excesos de lluvia, se corre el riesgo de contaminación con P por el arrastre de partículas de suelo con P fijado, hacia los cuerpos de agua superficial (Shober y Sims, 2003). En un capítulo posterior se explica en detalle como calcular dosis de aplicación de biosólidos, basados en el concepto de tasa agronómica.

EUROPA

Al igual que Canadá, en algunos países de Europa, la regulación para el uso benéfico de biosólidos está basada en prevenir la acumulación de metales por encima de valores considerados como normales en el suelo bajo condiciones naturales (NRC, 1996). Para lograr lo anterior, el establecimiento de valores límite considera un balance entre las entradas de metales contenidos en el biosólido y las salidas de metales del sistema suelo a través de escurrimiento superficial, lixiviación, pérdidas atmosféricas, absorción y remoción por el cultivo. Establecer límites máximos de metales con este criterio resulta dosis de aplicación muy bajas. Las desventajas resultantes de este criterio son:

- a) Se requiere mayor superficie para disponer de los biosólidos.
- b) El valor nutrimental de la dosis aplicada es más bajo.

Los criterios anteriores pueden resultar más seguros en condiciones de pH ácido en climas lluviosos, donde es mayor la solubilidad y movilidad de los metales en el sistema

suelo-agua-planta. Por lo anterior, se tienen mayores riesgos de contaminación del acuífero, o de toxicidad a los cultivos y, consecuentemente, mayor riesgo de ingresar metales pesados en la cadena alimenticia que llega al humano (NRC, 2002).

A continuación se anotan los límites máximos de metales pesados en biosólidos para aplicación en suelos agrícolas (Cuadro 2.13.), así como los valores máximos acumulados en suelo (Cuadro 2.14.). Puede apreciarse que Noruega tiene los límites permisibles más estrictos con respecto al contenido de metales en lodos residuales, mientras que la regulación de Suecia es la más estricta con respecto a los límites acumulados en suelos agrícolas. En el Cuadro 2.15. se anotan valores máximos aceptables en suelo para la producción de cultivos.

Cuadro 2.13. Límites permisibles de metales pesados en biosólidos para aplicación en suelos agrícolas (NRC, 2002).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	----- mg kg ⁻¹ de materia seca -----						
Directriz de la CEE	20 - 40	-	1000-1750	16 - 25	300 - 400	750 - 1200	2500 - 4000
Francia	20	1000	1000	10	200	800	3000
Alemania	10	900	800	8	200	900	2500
Grecia	20 - 40	500	100 - 1750	16 - 25	300 - 400	750 - 1200	2500 - 4000
Italia	20		1000	10	300	750	2500
Holanda	1.25	75	75	0.75	30	100	300
Portugal	20	1000	1000	16	300	750	2500
España: pH del suelo							
< 7	20	1000	1000	16	300	750	2500
> 7	40	1750	1750	25	400	1200	4000
Suecia	2	100	800	2.5	50	100	800

Cuadro 2.14. Límites permisibles de metales pesados en suelos con incorporación de biosólidos (NRC, 2002).

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
----- mg kg ⁻¹ en peso seco -----							
Directriz de la CEE	1-3		50-140	1-1.5	30-75	50-300	150-300
Francia	2	150	100	1	50	100	300
Alemania	1.5	100	60	1	50	100	200
Grecia	1-3		50-140	1	50	100	200
Italia	1.5		100	1	75	100	300
Holanda	0.8	100	36	0.3	35	85	140
Portugal: pH del suelo							
< 5.5	1	50	50	1	30	50	150
5.5-7.0	3	200	100	1.5	75	300	300
> 7.0	4	300	200	2	110	450	450
España: pH del suelo							
< 7	1	100	50	1	30	50	150
> 7	3	150	210	1.5	112	300	450
Suecia	0.4	60	40	0.3	30	40	100-150

Cuadro 2.15. Concentraciones aceptables máximas de metales en suelo (Adaptado de Kabata-Pendias y Pendias, 1992).

Elemento	mg kg ⁻¹ en peso seco			Elemento	mg kg ⁻¹ en peso seco		
	1	2	3		1	2	3
As	2	30	10	Hg	2.1	5	--
Cd		3-5	3-15	Ni	35	100	--
Cr	0.05 ^a	100	--	Pb	20 ^b	100	--
Cu	23 ^b	100	--	Zn	110	300	--

1. Concentración aceptable para producción de alimentos saludables.

2. Concentración considerada como fitotóxica.

3. Concentración crítica para jardines casa-habitación y campos de juego

^a Valor dado para la forma Cr³⁺.

^b Valor de la forma soluble del elemento.

CONCLUSIONES

El seguimiento y aplicación de Normas para el manejo y disposición de biosólidos disminuyen el riesgo de contaminación del suelo y agua por metales, organismos patógenos y nutrientes como nitrógeno y fósforo. El revisar Normas de otros países permite tomar criterios como "Buenas Prácticas de Manejo" en el uso seguro de biosólidos.

Un aspecto importante y que no está contemplado en la Norma Mexicana es lo relacionado con dosis de aplicación de biosólidos. Es necesario estimar dosis de aplicación de biosólidos en base a los requerimientos del cultivo y al nitrógeno residual del suelo para minimizar riesgos de contaminación por nitratos.

Se están llevando a cabo investigaciones para determinar el riesgo de contaminación con otro tipo de compuestos presentes en los biosólidos, como compuestos orgánicos, productos farmacéuticos y de cuidado personal y residuos radioactivos.

LITERATURA CITADA

- Assadian, N.W.; Esparza, L.C.; Fenn, L.B.; Ali, A.S.; Miyamoto, S.; Figueroa V. U.; and Warrick A.W. 1998. Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River basin. *Agricultural Water Management* 38:141-156pp.
- Bastian, R.K.; Bachmaier, J.T.; Schmidt, D.W.; Salomon, S.N.; Jones, A.; Chiu, W.A.; Setlow, L.W.; Wolbarst, A.B.; Yu, C.; Goodman, J. and Lenhart, T. 2005. Radioactive Materials in Biosolids: National Survey, Dose Modeling, and Publicly Owned Treatment Works (POTW) Guidance. *J. Environ. Qual.* 34:64-74pp.
- Environment Canada. 1984. Manual for land application of treated municipal wastewater and sludge. Manual EPS 6-EP-84-1. Burlington, Ontario. Canadá. 216 pp.
- EPA. 1979. Criteria for classification of solid waste disposal facilities and practices. US Environmental Protection Agency. Fed. Regist. 44(179):53460-53464. Washington, D.C.
- EPA. 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge, Final Rules, CFR 40 Part 503. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C. USA.

- EPA. 1994. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. EPA/832/R-93/003. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C. USA.
- EPA. 1995. A guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. EPA/832-B-93-005. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Wastewater Management. Washington, D.C. USA.
- EPA. 1999. Standards for the use or disposal of sewage sludge. 40 CFR Part 503, as amended 08/04/99. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C. USA.
- Figueroa, V. U.; Flores, O. M. A. y Palomo, R. M. 2002. Uso de biosólidos en suelos agrícolas. Campo Experimental Valle de Juárez. Chihuahua, México. CIRNOC-INIFAP. Folleto Técnico No.3. 18 pp.
- Gerba, C. P. and Smith, J. E. 2005. Sources of pathogenic microorganisms and their fate during land application of wastes. *J. Environ. Quality* 34:42-48.
- Hoiting, A. J. 1994. Beneficial effects induced by composted biosolids in horticultural crops. *In*: Chap, C.E., Larson, W.E. and Dowdy, R.H. (Eds). *Sewage sludge: land utilization and the environment*. SSSA-CSSA-ASA. SSSA miscellaneous publication. pp. 95-100.
- Kabatas-Pendias, A. and Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. 2nd ed. CRC. USA. 365 p.0
- Mc Bride, M. B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective ?. *J. Environ. Quality* 24: 5-18.
- MOE. 1996. Guidelines for the Utilization of Biosolids and Other Wastes on Agricultural Land. Canada Ministry of Environment. 71 pp.
- NRC. 1996. Use of Reclaimed Water and Sludge in Food Crop Production. National Research Council. 178 pp.
- NRC. 2002. Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices. National Research Council. 345 pp.
- O'Connor, G. A.; Brobst, R. B.; Chaney, R. L.; Kincaid, R. L.; McDowell, L. R.; Pierzynsky, G. M.; Rubin, A. and Van Riper, G. G. 2001. A modified risk assessment to establish molybdenum standards for land application of biosolids. *J. Environ. Qual.* 30:1490-1507.
- O'Connor, G. A.; Elliot, H. A. ; Basta, N. T. ; Bastian, R. K.; Pierzynsky, G. M. ; Sims, R. C. and Smith, J. E. Jr. 2005. Sustainable land application: an overview. *J. Environ. Qual.* 34:7-17.
- Oleszkiewicz, J. A. and Mavinic, D. S. 2002. Wastewater biosolids: an overview of processing, treatment, and management. *J. Environ. Eng. Sci.* 1: 75-88.
- Overcash, M.; Sims, R. C.; Sims, J. L. and Nieman, J. K. C. 2005. Beneficial reuse and sustainability: The fate of organic compounds in land-applied waste. *J. Environ. Eng. Sci.* 34:29-41.

- Ryan, J. A. and Chaney, R. L. 1994. Development of limits for land application of municipal sewage sludge. Risk assessment. Vol. 3a p. 534-553. *In trans. Int. Congr. Soil Sci. 15th Acapulco, Mexico. 10-17 Julio 1994.*
- Schoof, R. A. and Houkal, D. D. 2005. The evolving science of chemical risk assessment for land applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 34:114-121.
- SEMARNAT. 1993. Norma Oficial Mexicana, NOM-052-SEMARNAT-1993. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana, NOM-004-SEMARNAT-2002. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México
- Shober, A. L. and Sims, J. T. 2003. Phosphorous restrictions for land application of biosolids: current status and future trends. *J. Environ. Qual.* 32:1955-1964.
- Xia, K., A.; Bhandari, K.; Das, K. and Pillar, G. 2005. Occurrence and fate of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in biosolids. *J. Environ. Eng. Sci.* 34:91-104.

RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DEL SUELO POR EL USO DE BIOSÓLIDOS

María del Carmen Potisek Talavera¹, Uriel Figueroa
Viramontes², Hugo Raúl Uribe Montes³, Miguel Palomo
Rodríguez²

¹INIFAP, CENID-RASPA, potisek.carmen@inifap.gob.mx; ²INIFAP, Campo
Experimental La Laguna; ³INIFAP-Campo Experimental Delicias

INTRODUCCIÓN

El término de suelo deriva de la palabra *solum* en latín y significa terreno ó piso y es definido por Ortiz y Ortiz (1984) como el medio donde se desarrollan los cultivos. Otra definición de suelo de acuerdo a la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo (SSSA, por sus siglas en inglés), SSSA, (2007) es: material orgánico ó mineral no consolidado, sobre la superficie de la tierra que sirve como un medio natural para el crecimiento de las plantas. El mineral no consolidado y la materia orgánica sobre la superficie de la tierra esta sujeto a efectos de factores ambientales ó genéticos como el clima, organismos que actúan sobre el material parental después de un período de tiempo.

El concepto de contaminación se define como: la alteración nociva en la pureza ó condiciones normales de un medio por agentes químicos ó físicos con respecto a un estado de referencia. Sin embargo, la contaminación del suelo es mediante una ó varias sustancias dañinas sólidas o líquidas mezcladas con el suelo. Generalmente los contaminantes en el suelo están física ó químicamente ligados a las partículas del suelo o son atrapados en los pequeños espacios entre ellas. Los contaminantes en el suelo también pueden dañar las plantas al ser absorbidos a la raíz y posteriormente ingresar en la cadena alimenticia

y afectar la salud humana y de los animales según Environmental Protection Agency (EPA, 2007).

Antecedentes de la contaminación

El ambiente natural ha estado sujeto a alteraciones desde la prehistoria; en la era Paleolítica el ser humano desarrolló la capacidad de generar fuego y con ello se aceleró la emisión de CO₂ hacia la atmósfera. En la edad de hierro, el uso de este material condujo a acumulaciones de desechos sin provocar impacto inmediato visible. Las primeras civilizaciones avanzadas de la India, China, Egipto, Persia, Grecia y Roma incrementaron el uso del agua para la fabricación de mercancías, el forjado del metal y para propósitos de hábitos personales. Esta presión detonó la producción de aguas residuales con cargas de contaminantes. Hacia el final de la edad media las poblaciones crecieron, creando los focos de contaminación fácilmente evidentes y visibles Wikimedia, (2007).

El tratamiento de las aguas residuales es una práctica generalizada en la actualidad, lo cual ha traído como consecuencia la producción de lodos como fuente de contaminación, cuando no son manejados adecuadamente. El objetivo principal del tratamiento de aguas residuales es prevenir grandes cantidades de sustancias que impactan negativamente al suelo y al ambiente.

Las regiones con alta densidad de población, por consecuencia son áreas de alta producción de lodos residuales. Por ejemplo, actualmente cerca de ocho millones de toneladas de lodos son producidos cada año en los Estados Unidos (Magoarou, 2000).

Los contaminantes significativos contenidos en los biosólidos son: los hidrocarburos y sus derivados, metales pesados, pesticidas y una amplia variedad de microorganismos patógenos. Sin embargo, los biosólidos representan también una fuente de materia orgánica para el

suelo, ello mejorará su condición física y química, además de aportar nutrientes a los cultivos.

Beneficio o Contaminación al utilizar biosólidos ?

Los biosólidos son fuente de nutrientes aprovechables por las plantas, aunque también contienen contaminantes que pueden limitar su uso Cogger *et al.*, (1999). Para que estos residuos se puedan aprovechar, es necesario considerar los requerimientos nutricionales de cada cultivo, la aportación de nutrientes disponibles en los biosólidos, la calidad de los biosólidos, y las características físicas y químicas del suelo sobre el cual va a ser aplicado (Marmo, 2000).

Características físicas como textura, infiltración, compactación y químicas como el pH, la materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico, las sales y el sodio entre otras, que son de gran importancia.

CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS

Una vez que el biosólido es incorporado al suelo, los contaminantes son sujetos a una variedad de procesos físicos y químicos como adsorción, degradación, volatilización, erosión y lixiviación, los cuales pueden actuar para reducir e incrementar la concentración de compuestos persistentes O'Connor, (1996). Los contaminantes se acumulan en los suelos, pero la persistencia varía entre diferentes grupos y compuestos específicos dentro de cada grupo. Aunque existe una gran diversidad de contaminantes, los metales pesados y compuestos orgánicos cobran mayor importancia desde el punto de vista agrícola por su prolongada persistencia y reducida movilidad en el suelo.

La retención de metales pesados y compuestos orgánicos, depende de las características del contaminante, la composición química de los biosólidos, la composición mineralógica del suelo, el pH y el contenido de humedad del

suelo. Suelos arenosos con baja cantidad de arcilla y materia orgánica tienen menor capacidad para retener metales y compuestos orgánicos. Suelos que contienen óxidos metálicos electrostáticamente rodeados de minerales arcillosos y materia orgánica, lo cual incrementa la capacidad del suelo para retener contaminantes. Los metales traza pueden persistir en el suelo indefinidamente y ser absorbidos por los cultivos en cantidades suficientes para afectar adversamente la salud de los consumidores y/o de las mismas plantas (Chang *et al.*, 1997).

Los metales potencialmente tóxicos en suelos alcalinos tratados con biosólidos se mantienen en formas químicas que no son rápidamente disponibles a las plantas Ryan y Chaney, (1994). La absorción de estos metales sigue una función tipo "meseta", en la cual la concentración del metal en el tejido vegetal tiende a alcanzar un máximo, luego se mantiene constante en ese nivel a pesar de que la concentración del metal en el suelo se incrementa EPA, (1993).

Chang *et al.* (1997), realizaron un estudio de largo plazo con dosis anuales de 0, 22.5, 45, 90 y 180 t ha⁻¹ de biosólidos, para alcanzar dosis totales de 0, 132, 270, 540 y 1080 t ha⁻¹ a los seis años y de 0, 360, 720, 1440 y 2880 t ha⁻¹ a los diez años; se monitoreó el contenido de los metales en el suelo y remolacha [*Beta vulgaris* (L.) Koch]. Este experimento fue planeado para tener una dosis acumulada de lodos más allá de la que podría esperarse como una práctica normal. Los autores sugieren que la norma de la EPA es válida y la aplicación al suelo de estos materiales puede realizarse con seguridad, mientras las concentraciones de los metales en biosólidos no excedan los límites superiores para un lodo de buena calidad.

En los cultivos de algodón, alfalfa, avena y maíz forrajero, Uribe *et al.* (2000), estudiaron diferentes dosis de biosólidos en la región de Delicias, Chihuahua. Encontraron

que el contenido de metales pesados tanto en suelo como en la planta fue inferior a concentraciones consideradas normales (Cuadro 3.1.).

Los resultados anteriores sugieren que el uso de biosólidos en cultivos agrícolas como se manejan en el norte de México no representa un riesgo de contaminación del suelo; sin embargo, los análisis se concentraron al estrato de 0-30 cm, sin evaluar su distribución a través del perfil del suelo.

Cuadro 3.1. Concentración de metales pesados en suelo (0-30 cm) y planta en cultivos abonados con biosólidos.

Dosis de biosólidos t ha ⁻¹	Suelo		Planta (mg kg ⁻¹)			
	mg kg ⁻¹	kg ha ⁻¹	Avena	Alfalfa	Maíz	Algodón
			Cadmio			
0	0.46	1.71	<0.09	<0.09	<0.09	0.12
20	1.20	0.76	<0.09	<0.09	0.26	0.26
40	0.09	0.34	<0.09	<0.09	<0.09	0.32
60	0.32	1.19	<0.09	<0.09	<0.09	<0.09
			Cromo			
0	7.03	26.34	22.4	8.0	15.3	1.3
20	6.95	26.06	22.8	<0.5	15.6	1.4
40	7.31	27.04	9.3	<0.5	37.7	0.8
60	8.93	33.47	40.2	49.4	24.5	1.0
			Mercurio			
0	0.351	1.32	0.122	0.284	0.056	0.348
20	0.319	1.20	0.287	0.118	0.028	0.060
40	0.524	1.96	0.009	0.137	0.202	0.572
60	0.468	1.76	0.002	0.259	0.145	0.064
			Niquel			
0	6.55	24.56	4.8	3.8	2.2	192.3
20	6.18	23.16	3.8	6.8	3.0	74
40	4.83	18.09	4.4	9.0	4.6	59.4
60	5.98	22.41	6.8	7.4	3.3	146.9
			Plomo			
0	29.00	108.75	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
20	17.95	67.31	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
40	18.58	69.66	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
60	22.03	92.60	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5

Potisek *et al.* (2006), evaluaron el riesgo potencial de contaminación al acuífero, para ello, establecieron un experimento en laboratorio y se instalaron columnas empacadas con un suelo arenoso al cual se le incorporó el biosólido. El biosólido fue clasificado como Excelente de acuerdo a la norma oficial NOM-004-SEMARNAT-2002, (SEMARNAT, 2002).

Las dosis de aplicación fueron 100 y 200 ton ha⁻¹, además de un tratamiento con 100 kg ha⁻¹ de nitrógeno a base de sulfato de amonio y el testigo sin aplicación de biosólidos ni fertilizante. Se analizó la concentración de arsénico en los estratos de 0-5 y 5-10 cm de las columnas de suelo y en el agua que se lixivió de las columnas. El análisis realizado a los lixiviados (Cuadro 3.2.) indica que el suelo tratado con biosólido mostró una mayor concentración de arsénico comparado con los tratamientos que no recibieron biosólidos. Los resultados anteriores coinciden con Richards *et al.* (1998), quien observó niveles significativos de metales pesados en el agua percolada de un suelo, donde 20 años antes se habían aplicado biosólidos.

Cuadro 3.2. Concentración de arsénico (As) en lixiviados de suelo de textura Arenosa.

Tratamiento (t ha ⁻¹)	Concentración de As en los lixiviados (mg L ⁻¹)
Con Biosólido 200	0.0979 ^a
Con Biosólido 100	0.0917 ^a
Sin Biosólido 0 + 100 kg ha ⁻¹ N	0.0462 ^b
Sin Biosólido 0	0.0472 ^b

^aValores con la misma letra no son estadísticamente diferentes en el lixiviado del suelo arenoso tratado con y sin biosólido.

Enseguida se realizó el análisis del suelo a 0-5 cm; los resultados indican una mayor concentración en los tratamientos con biosólidos y con fertilizante, comparados con el testigo, como se observa en el Cuadro 3.3.

Los fertilizantes pueden contener metales pesados y en algunos países su contenido está regulado mediante límites máximos permisibles (WSDA, 1999).

Los valores de arsénico a la profundidad de 5-10 cm fueron estadísticamente igual en los cuatro tratamientos (Cuadro 3.3.), lo cual indica la baja movilidad de los metales en el suelo. Los metales pueden quedarse retenidos en la fase sólida del suelo y el lodo, por lo que su movimiento es fuertemente afectado (Li y Shuman, 1996; Berti y Jacobs, 1998).

Cuadro 3.3. Concentración de arsénico (As) en suelos de textura arenosa a 0-5 y 5-10 cm de profundidad.

Tratamiento (t ha ⁻¹)	Concentración de arsénico (mg kg ⁻¹)	
	Suelo 0 - 5 cm	Suelo 5 - 10 cm
Con Biosólido 200	27.703 ^a	28.554 ^a
Con Biosólido 100	29.505 ^a	26.495 ^a
Sin Biosólido 0+100 kg ha ⁻¹ N	28.384 ^a	27.658 ^a
Sin Biosólido 0	22.430 ^b	27.771 ^a

*Valores con la misma letra no son estadísticamente diferentes dentro del suelo tratado con y sin biosólido a dos profundidades.

En el mismo experimento anterior Zaragoza (2007), determinó el riesgo de contaminación por plomo, cromo y níquel en suelos agrícolas de diferente textura al aplicar biosólidos. En el Cuadro 3.4. se presentan las concentraciones de plomo con y sin aplicación de biosólidos.

El contenido de plomo en los tratamientos con biosólidos, a la profundidad de 0-5 cm, fue mayor en la textura franco arcillo limosa que en la textura arenosa, con valores de 35 y 9 mg kg⁻¹, respectivamente. Sin la aplicación de biosólidos, la concentración en ambas texturas fue menor, con valores de 16.7 y 3.6 mg kg⁻¹, respectivamente.

Cuadro 3.4. Concentración de plomo en columnas de suelo con y sin aplicación de biosólidos.

Tratamientos	Profundidad (cm)	Arena	Franco Arcillo Limosa
		Concentraciones Promedio (ppm ó mg kg ⁻¹)	Concentraciones Promedio (ppm ó mg kg ⁻¹)
Suelo con biosólido	0-5	9.035 ^a	35.308 ^a
Suelo sin Biosólido		3.634 ^b	16.772 ^b
Suelo con Biosólido	5-10	8.472 ^a	33.453 ^a
Suelo sin Biosólido		5.147 ^b	15.332 ^b

*Valores con la misma letra no son estadísticamente diferentes en cada suelo tratado con y sin biosólido (alfa=0.05).

En la profundidad de 5-10 cm, la concentración de plomo en el suelo con biosólido fue de 33 y 8.5 mg kg⁻¹, respectivamente para las texturas franco arcillo limosa y arenosa; mientras que sin biosólidos los valores fueron 15 y 5 mg kg⁻¹, respectivamente (Cuadro 3.4.).

El contenido de cromo en las dos texturas de los tratamientos estudiados es mostrado en el Cuadro 3.5. La concentración de cromo fue estadísticamente igual en todos los tratamientos, excepto en la textura arenosa, donde el tratamiento con biosólidos tuvo una menor concentración (Cuadro 3.5.). Es posible que debido a la lámina de riego a la que estuvo sometido el suelo, parte del cromo fue movilizado del estrato superficial al estrato de 5-10 cm; en el suelo con biosólidos el proceso anterior pudo ocurrir en menor magnitud, debido a la retención ejercida por la materia orgánica (Almas *et al.*, 2000).

Cuadro 3.5. Concentraciones promedio de cromo entre tratamientos de suelo con textura arenosa y franco arcillo limosa y su comparación de medias a dos profundidades.

Tratamientos	Profundidad (cm)	Arena	Franco Arcillo Limosa
		Concentraciones Promedio (ppm ó mg kg ⁻¹)	Concentraciones Promedio (ppm ó mg kg ⁻¹)
Suelo con biosólido		8.061 ^a	9.506 ^a
Suelo sin biosólido	0-5	7.082 ^a	8.302 ^a
Suelo con biosólido	5-10	7.099 ^b	9.506 ^a
Suelo sin biosólido		11.639 ^a	10.709 ^a

* Valores con la misma letra no son estadísticamente diferentes dentro de cada suelo tratado con y sin biosólido a dos profundidades.

Con respecto al níquel, este metal no fue detectado en ninguna de las profundidades en ambas texturas. De los resultados anteriores se resalta la baja movilidad de los metales en los suelos de zonas áridas que se utilizaron en el estudio. Esta baja movilidad trae consigo una acumulación en el suelo, por lo que es importante proyectar el tiempo que se puede aplicar biosólidos a un mismo predio antes de alcanzar el límite permisible de los diferentes metales, de acuerdo a normas internacionales.

En un estudio realizado con la aplicación de biosólidos en algodón, se analizó el tiempo en años que tomaría para alcanzar el Límite Máximo Acumulado (LMA) que marca la Norma de EUA (EPA, 1993). La estimación se realizó considerando un dosis anual de 29.6 ton ha⁻¹ (base seca), con la concentración de metales en biosólidos que se anota en el Cuadro 3.6. La concentración en suelo se calculó a partir de muestras tomadas a 0-20 cm de profundidad. Puede apreciarse que, para la calidad de biosólidos y en el suelo utilizado, el mercurio es el elemento que alcanzaría

el LMA en menor tiempo, con un lapso de 52 años, mientras que el plomo tardaría 1846 años en alcanzar el LMA.

Cuadro 3.6. Concentración de metales pesados de los Biosólidos generados en Ciudad Juárez, así como norma de referencia e incorporación de metales al suelo.

Elemento	Concent. en suelo kg ha ⁻¹	Concent. en biosólidos mg kg ⁻¹	Límite Máximo Acumulado (LMA) kg ha ⁻¹	Incorporación anual al suelo kg ha ⁻¹	Tiempo para alcanzar el LMP Años
As	0.715	24.0	39	0.71	55
Cd	100.1	114.0	1500	3.37	445
Cu	0.637	0.9	17	0.027	638
Hg	29.38	275.0	420	8.14	52
Ni	21.58	25.8	300	0.763	393
Pb	3.12	1.83	100	0.054	1846
Se	159.12	685.27	2800	20.28	138
Zn	0.715	24.0	39	0.71	55

Biodisponibilidad de Metales

Logan *et al.* (1997), reportan los resultados del contenido de metales (Cd, Cu, Ni, Pb y Zn) en maíz y lechuga, después de aplicar biosólidos en dosis crecientes (0, 7.5, 15, 30, 60, 90, 120, 150, 188, 225 y 300 t ha⁻¹ en base seca). Se monitoreó el contenido de metales en suelo y planta durante cinco años (1991-1995). En lechuga la concentración de metales en el tejido se incrementó linealmente. En el caso del maíz, en la hoja bandera y particularmente en planta total, se exhibió una respuesta tipo "meseta" en las concentraciones de Cd, Cu y Zn. Las concentraciones de Pb en el tejido de la planta fueron bajas (< 2 mg kg⁻¹). En el análisis de riesgo para establecer los límites permisibles en EUA, la concentración límite de Pb está basada en la ingestión humana y no en la absorción de la planta.

Sloan *et al.* (1997), cuantificaron las formas extraíbles de metales pesados en suelos, después de cesar la aplicación de biosólidos, así como su biodisponibilidad para lechuga romana.

Los metales traza de dos suelos fueron extraídos secuencialmente de acuerdo a las formas: intercambiables, adsorbidos, óxidos de Fe-Mn, residual orgánico y residual inorgánico. Los resultados reflejan que el Cd aplicado en los biosólidos estaba en formas fácilmente extraídas del suelo y rápidamente disponibles para su absorción por la lechuga en suelos donde 15 años atrás dejó de aplicarse biosólidos.

El 75% del Cd total en estos suelos se encontró en formas fácilmente extraído (intercambiable y adsorbido). La fracción intercambiable del Ni, Zn y Cu fue significativamente más grande en suelos donde previamente recibieron biosólidos. La mayor porción del Cr, Cu, Ni, Pb y Zn aplicado en los biosólidos estaban en formas relativamente estables que mostraron poca correlación con la absorción por la planta. La mayor porción de esos metales estaba en forma de óxidos y complejos orgánicos relativamente estables. La concentración de Cd, Zn, Cu, Ni y Cr en lechuga fue positivamente correlacionado con la concentración total de cada metal en el suelo. La biodisponibilidad relativa de los metales siguieron la tendencia $Cd \gg Zn > Ni = Cu > Cr > Pb$. Las concentraciones de Cd, Zn y Ni en lechuga fue altamente correlacionada con las fracciones intercambiables y adsorbidas.

La concentración de metales pesados en los biosólidos se toma en cuenta para su aplicación al suelo, ya que éstos son potencialmente dañinos a las plantas y/o a la salud animal y humana. De acuerdo a Akrivos *et al.* (2000), los metales pesados son divididos en dos grupos: a) zinc, cobre, níquel y cromo que son fitotóxicos y pueden afectar el crecimiento de los cultivos y b) plomo, cadmio, mercurio y molibdeno que son normalmente no tóxicos para las plantas,

pero pueden ser perjudiciales para los animales que ingieran plantas cultivadas en suelos tratados con biosólidos.

La EPA (1993) regula nueve elementos traza para lodos residuales aplicados al suelo: As, Cd, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se y Zn. Solo seis de esos elementos fueron considerados como fitotóxicos (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb y Se). Andersson y Nilsson (1972), citados por Schmidt (1997), señalan que las aplicaciones de metales pesados en cantidades por encima de las concentraciones naturales, sin una remoción significativa, no es ecológicamente seguro. Por lo tanto, la aplicación de los lodos residuales podría no ser permitido. El extremo opuesto es permitir la aplicación ilimitada de los lodos mientras que no haya síntomas visuales de fitotoxicidad (Schmidt, 1997).

En plantas de cebada desarrolladas en un medio arenoso Schmidt, (1997) definió umbrales fitotóxicos para Cd, Ni, Cu y Zn (Cuadro 3.7.). La concentración del elemento traza en el tejido aéreo que corresponde a una disminución en la producción de materia seca se consideró ser el umbral fitotóxico. El umbral fitotóxico fue más pequeño para Cadmio y se incrementó secuencialmente para Ni, Cu y Zn. En el Cuadro 3.7. también se presentan los umbrales fitotóxicos para otros cultivos.

Cuadro 3.7. Umbrales fitotóxicos de metales en varias especies de plantas (Schmidt, 1997).

Especie de planta	Concentración en tejido (mg kg ⁻¹)			
	Cd	Ni	Cu	Zn
Cebada	6-10	11-19	14-25	150-520
Ballico		14	21	221
Lechuga			17-21	
Rabano			15-22	
Trigo			11-18	
Arboles	8	11	20	200

En otro estudio en el que se compararon siete especies, indican que la lechuga es un acumulador de elementos traza, mientras que la papa y zanahoria son no acumuladores (Schmidt, 1997).

CONTAMINACIÓN POR COMPUESTOS ORGÁNICOS

Otros de los considerados contaminantes en los biosólidos son los compuestos orgánicos (Rogers, 1996), entre ellos los plaguicidas, que son ampliamente utilizados. Los plaguicidas organoclorados son muy resistentes a la degradación biológica, por lo que son altamente persistentes en el ambiente (Calva y Torres, 1998).

Potisek *et al.* (2004), llevaron a cabo una investigación la cual tuvo como objetivo, determinar la presencia y dinámica de plaguicidas organoclorados, al aplicar diferentes dosis de biosólidos en suelos con dos texturas diferentes. Los tratamientos fueron los mismos que se presentan en el Cuadro 3.2.

A la profundidad de 0-10 cm se analizaron plaguicidas mediante cromatografía de gases, para lo cual se empleó una mezcla estándar de 22 plaguicidas organoclorados.

Se encontró el plaguicida dicloro-difenil dicloroetileno (DDE) para la textura arenosa, en la cual no hubo diferencia estadística entre los tratamientos. Las concentraciones obtenidas se muestran en la Figura 3.1.; los valores más altos del DDE fueron de 0.746 y de 0.736 mg kg⁻¹ para los tratamientos con fertilizante (AF) y con 100 t ha⁻¹ (Ab) respectivamente. La menor concentración de DDE se observó con el tratamiento testigo (AT), con una concentración de 0.457 mg kg⁻¹.

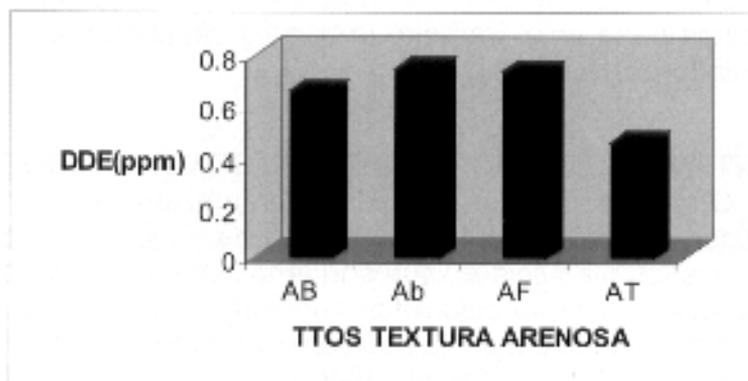


Figura 3.1. Comportamiento del DDE en suelos de textura arenosa por efecto de la aplicación de biosólidos bajo condiciones de laboratorio.

En el suelo de textura franco migajón arcilloso, las concentraciones obtenidas de DDE se muestran en la Figura 3.2. Se observa que los tratamientos con biosólido (0.000155 y 0.0001375 ppm alto AB y bajo Ab respectivamente) presentaron concentraciones de DDE significativamente menores que en el suelo testigo AT o tratado con sulfato de amonio AF (0.0002425 y 0.0002325 ppm respectivamente). En ésta investigación se corroboró la persistencia del plaguicida DDE en suelos agrícolas, coincidiendo con lo mencionado por (Calva y Torres, 1998).

Evaluación de riesgos

Se considera que junto con la ingestión directa de biosólidos en los niños, otro de los riesgos es, cuando los biosólidos líquidos son aplicados en suelos con cultivos forrajeros; ya que algunos contaminantes se adhieren a las plantas y pueden ser ingeridos por el ganado Chaney *et al.*, (1996). Es poco probable que los compuestos orgánicos

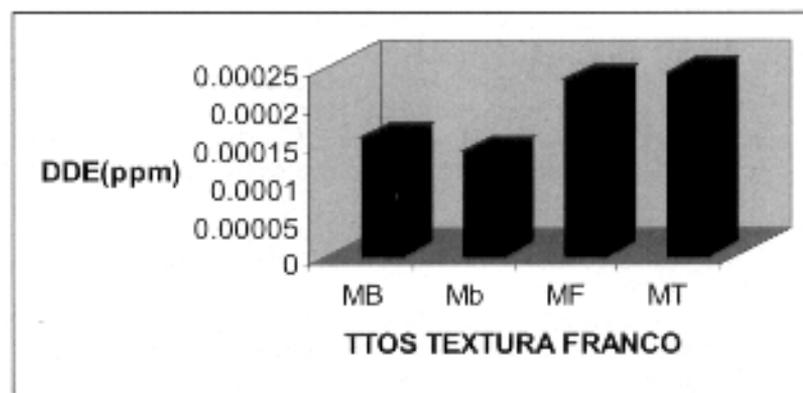


Figura 3.2. Comportamiento del DDE en suelos de textura franco migajón arcilloso por efecto de la aplicación de biosólidos bajo condiciones de laboratorio.

provenientes de los biosólidos aplicados en suelos agrícolas causen daños adversos a la salud menciona Smith, (2000). De los contaminantes presentes en los biosólidos, solamente los compuestos lipofílicos orgánicos halogenados se acumulan en tejido animal y sus productos (Fries, 1996).

CONCLUSIONES

En los biosólidos, algunos de los contaminantes que se mencionan son los metales pesados, los patógenos, y los compuestos orgánicos especialmente algunos pesticidas. La contaminación del suelo ó el acuífero por aplicación de biosólidos depende significativamente de factores como son: tipo de biosólidos, la dosis por aplicar, la frecuencia, la textura, la topografía del terreno y la carga acumulativa de metales pesados por aplicaciones frecuentes. Se sugiere que la aplicación se haga preferentemente en suelos de textura media que es donde existen menos riesgos de lixiviación comparados con los suelos de textura arenosa, dada la facilidad de movimiento por percolación especialmente de los metales pesados como arsénico.

LITERATURA CITADA

- Akrivos, J.; Mamais, D.; Katsara, K. and Andreadakis, A. 2000. Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. *Water Science and Technology* 42: 203-210pp.
- Almas, A. R.; McBride-Murray B. and Singh, Bal Ram, 2000. Solubility and lability of cadmium and zinc in two soils. *Soils Science*, 165 (3): 250-259.
- Berti, W. R. and Jacobs, L. W. 1998, Distribution of trace elements in soil from repeated sewage sludge application, *J. Environ. Qual.* 27(6), 1280–1286.
- Calva, G. L. y Torres, R. M. 1998. Plaguicidas Organoclorados. Laboratorio de Ecosistemas Costeros. Departamento de Hidrobiología. DCBS-UAM- México. 1:35-45 pp.
- Cogger, C. G.; Sullivan, D. M.; Bary, A. I.; and Fransen, S. C. 1999. Nitrogen recovery from heat-dried and dewatered biosolids applied to forage grasses. *J. Environ. Qual.* 28:754-759pp.
- Chang, A. C.; Hyun, H. and Page, A. L. 1997. Cadmium uptake for swiss chardgrown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb?. *J. Environ. Qual.* 26:11-19pp.
- Chaney, R. L.; Ryan J. A. and O'Connor, G. A. 1996. Organic contaminants in municipal biosolids: Risk assessment, quantitative pathways analysis, and current research priorities. *The Science of the Total Environment*, 185(1-3), 187-216pp.
- EPA. 1993. 40 CFR Part 503: National Sewage Sludge Survey. Federal Register 58(32):9248-9415.
- EPA. 2007. <http://www.epa.gov/2007> (consultado en noviembre 22, 2007).
- Fries, G. F. 1996. Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *The Science of the Total Environment*, 185(1-3), 93-108pp.
- Kabatas-Pendias, A. and Pendias, H. 1992. Trace elements in soils and plants. 2nd ed. CRC.USA. 365 p.
- Li, Z. and Shuman, L. M., 1996, Extractability of zinc, cadmium, and nickel in soils amended with EDTA, *Soil Sci.*, 161, 226–232pp.
- Logan, T. J., Lindsay, B. J.; Goins, L. E. and Ryan, A. 1997. Field assessment of sludge metal bioavailability to crops: sludge rate response. *Jour. Environ. Qual.* 26:534-550pp.
- Magoarou, P. 2000. Urban waste water in europe what about the sludge ?. -In Langenkamp H & Marmo L [Edts.]: Workshop Problems around sludge Proceedings 8 p., EUR 19657, 242-268 pp.
- Marmo, L. 2000. Sewage sludge and the Community waste strategy. In: Langenkamp H. & L. Marmo (Eds.). Workshop on Problems Around Sewage Sludge Italy Proceedings.- European Commissions Joint Research Center, EUR 19657, 17-24pp.

- O'Connor, G. A. 1996. Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. -Sci. Total Environ. 185(1-3), 71-81pp.
- Ortiz, V. B., y Ortiz S., C. A. 1984. Edafología. Cuarta edición. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 374 p.
- Potisek, T. M. C., Jasso I. R., Figueroa V. U. 2004. Estudio de la contaminación de acuíferos por biosólidos bajo condiciones de laboratorio. Memorias del VII Congreso Internacional en Ciencias Agrícolas. Mexicali, Baja California, México. pp 281-285pp.
- Potisek, T., M. C.; Figueroa V., U.; González C., G.; García C., M. ; Jasso I., R.; y Villanueva D. J. 2006. Uso de biosólidos y riesgo de contaminación por nitratos, arsénico y plaguicidas en un suelo arenoso. AGROFAZ 6(3): 389-395
- Richards, B. K.; Steenhuis, T. S.; Peverly, J.H. and McBride, M. B.1998. Metal mobility and old, heavily-loaded sludge application site. Environmental Pollution 99: 365-377
- Rogers, H.R. 1996. Sources, Behaviour and Fate of Organic Contaminants During Sewage Treatment and in Sewage Sludges. The Science of the Total Environment, 185 (1-3):3-26
- Ryan, J. A. and Chaney, R. L. 1994. Development of limits for land application of municipal sewage sludge. Risk assessment. Vol. 3a p. 534-553. In. Int. Congr. Soil Sci. 15^a Acapulco, Mexico.
- SEMARNAT-2002, Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Que establece la Protección Ambiental, Lodos y Biosólidos, Especificaciones y Límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento.
- Schmidt, J. P. 1997. Understanding phytotoxicity thresholds for trace elements in land-applied sewage sludge. J. Environ. Qual. 26:4-10
- Smith, S.R. 2000. Are controls on organic contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture?.- Environ. Proj. 2:129-146
- SSSA, 2007. <http://www.soils.org/sssagloss/> (consultado en noviembre del 2007)
- Sloan, J. J.; Dowdy, R. H.; Dolan, M. S. and Linden, D. R. 1997. Long-term effects of biosolids applications on heavy metal bioavailability in agricultural soils. J. Environ. Qual. 26:966-974
- Uribe, M., H. R., N. Chávez S. y Espino V., Ma. S. 2000. Los biosólidos como mejoradores de suelos agrícolas y avances de su evaluación en la región de Delicias. Folleto para Productores No. 7. CEDEL-INIFAP. México.

- WSDA, 1999. Levels of non nutritive substances in fertilizers. Washington State Department of Agriculture. Washington State Department of Ecology. U.S.A. 15 p.
- Wikimedia, 2007. <http://whygive.wikimedia.org/2007/12/04/preservation-of-knowledge-decades-from-new/> (consultado en noviembre 22, 2007).
- Zaragoza, L., M. M. 2007. Riesgo potencial de contaminación en suelos de uso agrícola por aplicación de biosólidos. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias Químico Biológicas. Universidad Juárez del Estado de Durango, México. 90p.

CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE SITIOS Y DETERMINACIÓN DE DOSIS DE APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Uriel Figueroa Viramontes¹, Miguel Palomo Rodríguez¹,
Rodolfo Jasso Ibarra²,

¹INIFAP, Campo Experimental La Laguna, figueroa.uriel@inifap.gob.mx; ²INIFAP, CENID-RASPA; ³INIFAP-Campo Experimental Delicias

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno, el fósforo y el potasio son los nutrientes encontrados en mayor cantidad en los biosólidos. Sin embargo, es necesario un manejo adecuado para evitar riesgos de contaminación o de sobrefertilización (Chaney *et al.*, 1992). Después de seleccionar el sitio para aplicar biosólidos, el siguiente factor a considerar es estimar la dosis de aplicación. Un exceso de nitrógeno en los cultivos estimula el crecimiento vegetativo, lo que puede provocar una mayor susceptibilidad a plagas y enfermedades.

Algunos cultivos forrajeros pueden acumular nitratos en exceso y provocar toxicidad en el ganado que los consume. En la regulación sobre uso y disposición de biosólidos existente en otros países, se contemplan criterios sobre las dosis de aplicación para evitar riesgos de contaminación. En el caso de la Norma Mexicana, no se marcan disposiciones en este sentido. Por lo anterior, en el presente capítulo se describen criterios para seleccionar parcelas donde aplicar biosólidos y se detalla un procedimiento para estimar dosis de aplicación, basado en el enfoque de "tasa agronómica", descrito en el Capítulo 2 sobre Normatividad.

CRITERIOS DE SELECCIÓN DE SITIOS PARA APLICAR BIOSÓLIDOS

Para lograr un uso sustentable del suelo cuando se utilizan biosólidos, es importante analizar el suelo para conocer las propiedades físicas, químicas y biológicas y seleccionar los sitios más adecuados y así minimizar riesgos de contaminación o degradación de la calidad del suelo. Entre las propiedades del suelo a considerar como criterios se encuentran:

Textura

Es la proporción de partículas minerales del suelo menores de 2 mm y se describe como el por ciento de arena (2.0 a 0.2 mm), limo (0.2 a 0.02 mm) y arcilla (< 0.02 mm) que contiene un suelo. La textura del suelo es determinante porque influye en otras propiedades del suelo, como son porosidad, permeabilidad, retención de agua, contenido de materia orgánica, adsorción de metales pesados, entre otras. Los mejores suelos para aplicar biosólidos son aquellos de textura franca, arena-franca y arcilla-franca (Huddleston y Ronayne, 1990).

Se debe evitar el uso de abonos orgánicos en suelos pedregosos y suelos con capas impermeables a menos de 50 cm en el perfil. En el Cuadro 4.1. se señalan algunas limitaciones para la aplicación de biosólidos en relación con la densidad aparente y la textura del suelo.

Densidad aparente

Se define como el peso por unidad de volumen de suelo seco, donde el volumen considerado incluye las partículas sólidas del suelo y el espacio poroso. Las unidades para esta medición en el sistema métrico son en g cm^{-3} (Ortiz y Ortiz, 1984).

Cuadro 4.1. Limitaciones para el uso de biosólidos en base a densidad aparente y textura del suelo (NRCS, 1992).

Característica restrictiva	Densidad aparente	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
Textura:	g cm ⁻³		
Media gruesa	< 1.7	Ligera	Aplicar cuando la humedad permita trabajar el suelo Puede ocurrir compactación y escurrimiento / Aplicar cuando la humedad permita trabajar el suelo, reducir la tasa de aplicación.
Media a fina	? 1.7	Moderada	

Permeabilidad

Es la velocidad con que el agua se mueve a través del suelo y se mide en mm hr⁻¹; las propiedades del suelo que principalmente controlan su velocidad son: textura, pedregosidad, estructura, materia orgánica y capas endurecidas del suelo (Huddleston y Ronayne, 1990). Suelos con permeabilidad moderada a baja son mejores para aplicar biosólidos; deben evitarse los suelos bien drenados con alta permeabilidad, ya que los compuestos solubles se perderán fácilmente (Cuadro 4.2.).

Pendiente

En regiones agrícolas de riego por gravedad, la pendiente del terreno es prácticamente nula, por lo que no hay restricción en este sentido para la aplicación de biosólidos u otros abonos orgánicos. En áreas de pastizales y de temporal es importante tomar en cuenta la pendiente del terreno como criterio de aplicación. En el Cuadro 4.3. se anotan las recomendaciones para la incorporación de biosólidos en función de la pendiente del terreno.

Cuadro 4. 2. Recomendaciones para la aplicación de abonos orgánicos en base a la permeabilidad del suelo (NRCS, 1992).

Permeabilidad	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
cm/hr		
<5.0	Ligera	Aplicar abonos
5.0 - 15.0	Moderada	Riesgo de lixiviación / Incorporar los abonos
>15.0	Severa	Rápida infiltración y riesgo de lixiviación / Reducir dosis de aplicación, dividir dosis

Cuadro 4.3. Recomendaciones para la aplicación de abonos orgánicos en base a la pendiente del terreno (NRCS, 1992).

Pendiente	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
%		
< 8	Ligera	Aplicar abonos
8 - 15	Moderada	Riesgo de erosión hídrica/ Incorporar los abonos, controlar escorrentías
> 15	Severa	Riesgo de erosión hídrica, limitado potencial productivo/ Incorporar los abonos, controlar escorrentías

pH

Es una medida del grado de acidez o alcalinidad del suelo. El pH óptimo para suelos agrícolas es ligeramente ácido a neutro (6.1 - 7.3), porque en ese rango la mayoría de los nutrientes se encuentran disponibles para el cultivo. En suelos con pH más ácido puede haber problemas con solubilidad y toxicidad por metales pesados. Por el contrario, el riesgo de toxicidad por metales pesados en suelos alcalinos es muy bajo, ya que la mayoría de ellos pasan a formas insolubles, formándose una barrera natural a la absorción de metales por los cultivos (Assadian *et al.*, 1998). En el Cuadro 4.4. se indican las restricciones de uso de biosólidos en base al pH del suelo.

Cuadro 4.4. Recomendaciones para la aplicación de abonos orgánicos en base al pH del suelo (NRCS, 1992).

pH	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
> 6.0	Ligera	Aplicar abonos.
4.5 – 6.0	Moderada	Aumenta la disponibilidad de metales pesados, disminuye el potencial de crecimiento de las plantas / Disminuir dosis de aplicación, aplicar cal.
< 4.5	Severa	Aumenta la disponibilidad de metales pesados, disminuye el potencial de crecimiento de las plantas, limitado número de especies adaptadas / Disminuir dosis de aplicación, aplicar cal.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Esta característica es importante porque permite retener en el suelo nutrientes con carga positiva, como calcio, magnesio, potasio y nitrógeno amoniacal, así como metales pesados (Tan, 1993). La materia orgánica también aporta CIC al suelo (Huddleston y Ronayne 1990). Valores de

CIC mayores de 6 meq/100 g de suelo no presentan ninguna restricción para la incorporación de biosólidos. Los suelos con valores de CIC mayores a 15 meq/100 g son preferibles para aplicaciones de biosólidos, ya que pueden retener metales pesados en los sitios de intercambio que de otra manera se filtrarían al manto acuífero (Cuadro 4.5.).

Cuadro 4.5. Recomendaciones para la aplicación de abonos orgánicos en base a la capacidad de intercambio catiónico (NRCS, 1992).

CIC meq/100 g de suelo	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
> 15	Ligera	Aplicar abonos
5 - 15	Moderada	Baja adsorción e intercambio de cationes y metales / Reducir tasa de aplicación
< 15	Severa	Muy baja adsorción e intercambio de cationes y metales / Reducir tasa de aplicación

Nivel de agua freática

Otro criterio que sin ser una propiedad del suelo es importante considerar es el nivel del agua freática. En regiones donde existen acuíferos someros, es importante evaluar esta condición antes de incorporar biosólidos, ya que no se recomienda su aplicación en sitios con agua freática somera (Cuadro 4.6.).

DOSIS DE APLICACIÓN EN SUELOS AGRÍCOLAS

Como Anexo al presente capítulo, se incluye una "hoja de cálculo" manual para facilitar el procedimiento de estimación de dosis de biosólidos en cultivos agrícolas, por lo que durante la explicación del procedimiento se hará referencia al No. de Línea del Anexo donde se utiliza cada

variable. Por separado se presentan las recomendaciones para estimar dosis de aplicación en pastizales y bosques.

Cuadro 4.6. Recomendaciones para la aplicación de abonos orgánicos en base a la profundidad al manto freático (NRCS, 1992).

Profundidad al manto freático (m)	Grado de limitación	Limitación / Recomendación
>1.2	Ligera	Aplicar abonos
0.6 - 1.2	Moderada	Moderada profundidad de suelo y limitada zona radical / Reducir dosis de aplicación
<0.6	Severa	Profundidad de suelo y zona radical superficiales / Reducir dosis de aplicación. Dividir dosis

Valor nutrimental de los biosólidos

El contenido nutrimental que poseen los biosólidos es esencial para el desarrollo y producción de plantas, ya que el N y P son los nutrientes más abundantes (NRC, 1996). En promedio contienen de 1 a 6 % de N (en peso seco) y entre 0.8 y 6.1% de P. El N en los biosólidos se presenta en forma orgánica e inorgánica y la proporción de cada forma depende de la manera que se procesan los lodos. Como con cualquier fertilizante, el N se puede lixiviar más allá de la zona de raíces y puede contaminar el agua subterránea. Para determinar la dosis de biosólidos es importante analizarlos en laboratorio para conocer el contenido de nutrimentos.

Las formas inorgánicas de N (nitrato y amonio) están inmediatamente disponibles para las plantas, mientras que el N orgánico requiere ser mineralizado por los microorganismos del suelo para liberar amonio y nitrato (NRC, 1996). La tasa de mineralización depende de

diversos factores incluyendo el tipo de biosólidos, relación carbono:nitrógeno (C:N), tipo de suelo, y clima entre otros.

El P en los biosólidos se encuentra presente en formas inorgánicas y orgánicas y la proporción de cada uno depende de la fuente de agua residual y del tratamiento de los lodos. Las formas inorgánicas de P son relativamente insolubles y tienden a concentrarse en la fase sólida orgánica e inorgánica. Cuando la dosis de biosólidos se define en función de la tasa agronómica o requerimiento de N del cultivo, la cantidad de P incorporado es superior al requerimiento del cultivo. Bajo estas circunstancias, el P disponible puede ser excesivo. En estos casos, cuando las condiciones de suelo y clima favorezcan el arrastre de suelo, por agua de lluvia, que pueda contaminar cuerpos de agua superficial, debe considerarse la aportación de P como criterio para definir la dosis de aplicación (Eghball, 2002).

Cálculo de dosis de aplicación

Para lograr la sustentabilidad de los suelos donde se incorporan biosólidos, es importante determinar la dosis de aplicación en función del requerimiento de nitrógeno del cultivo a establecer, para alcanzar un rendimiento potencial. El enfoque anterior aplica no solo a biosólidos, sino también a fertilizantes químicos (Barber, 1973; Castellanos *et al.*, 2000) y otros abonos orgánicos, como estiércoles y compostas (Meisinger y Randall, 1991).

En el caso de biosólidos, la Norma Mexicana no señala ningún criterio para estimar dosis de biosólidos y evitar riesgos de contaminación por aplicaciones excesivas. En el caso de la Norma de los Estados Unidos (EPA, 1993), se establece que "Los biosólidos a granel deberán ser aplicados a tierras agrícolas, bosques, sitios con contacto público, o en recuperación de sitios, a una dosis total que sea igual o menor a la tasa agronómica", entendiéndose por tasa agronómica "la dosis de aplicación diseñada para proveer la cantidad de N que necesita un cultivo para alcanzar su

rendimiento potencial, minimizando a la vez la cantidad de N que pueda lixiviarse al manto acuífero" (EPA, 1994a; EPA, 1994b).

Generalmente se recomienda estimar las dosis de aplicación de biosólidos en función del requerimiento de N del cultivo, para lo cual es necesario conocer:

- La concentración de N orgánico e inorgánico en los biosólidos,
- La tasa de mineralización de N,
- El N residual en el suelo donde se van a incorporar los abonos, y
- El requerimiento de N del cultivo.

La dosis de aplicación de biosólidos se calcula en base a la siguiente expresión (Línea 17 del Anexo), adaptada de Figueroa *et al.*, (2002):

$$\text{Dosis de Biosólidos} = \frac{((\text{Meta de rendimiento} \times \text{N extraído}) / \text{Eficiencia}) - \text{Suministro de N}}{\text{N disponible en los biosólidos}}$$

La dosis de biosólidos se expresa en ton/ha (peso seco). Los demás términos de la fórmula se describen a continuación.

Meta de rendimiento

Representa el potencial productivo del cultivo o variedad en un tipo suelo. Se estima en base al historial de la parcela y a la experiencia del productor. Cuando se llevan registros de producción por año, se puede estimar como el promedio de los años más productivos (Schepers y Mosier, 1991). Se expresa en ton/ha en peso seco (Línea 2 del Anexo).

N extraído

Es el N removido por el cultivo, por unidad de rendimiento comercial. Se estima mediante trabajos de

investigación, donde se analiza la extracción de N del suelo en kg ha^{-1} por ton de rendimiento o de MS producida. El dato anterior se puede obtener de tres fuentes:

- a) Información sobre la extracción de N en kg ha^{-1} por unidad de rendimiento comercial (Henry *et al.*, 1999; Castellanos *et al.*, 2000).
- b) Información sobre el porcentaje de N en la biomasa cosechada (NRCS, 1992). El dato anterior se multiplica por un factor de 10.0 para obtener $\text{kg de N por ton de biomasa cosechada}$ (Cuadro 4.7.; Línea 3 del Anexo).
- c) En el caso de forrajes, se puede utilizar información sobre porcentaje de proteína cruda en forrajes (Núñez *et al.*, 2006a). En este caso, el valor de proteína se divide por 0.625 para transformar a kg ha^{-1} de N por ton de forraje producido, en base a peso seco.

Donde se disponga de información, se deben utilizar datos locales de extracción de nutrientes por cultivo. Por ejemplo, el maíz forrajero en La Región Lagunera extrae alrededor 14 kg ha^{-1} de N por ton de MS producida (Quiroga y Cueto, 1991; Figueroa *et al.* 2001), mientras que en una evaluación de 19 híbridos de maíz para forraje, en la misma región, Núñez *et al.* (2006), el promedio de proteína cruda fue de $8.5 \pm 0.4 \%$, lo que equivale a $13.7 \pm 0.7 \text{ kg de N por t de MS}$.

En los cultivos de grano es necesario estimar por separado la extracción en grano y en paja. En el Cuadro 4.7. se encuentra la relación paja:grano, la cual se multiplica por el rendimiento esperado de grano para obtener la producción de paja. Por ejemplo, para una meta de rendimiento de 5 t ha^{-1} de trigo, la producción de paja es de $5 \times 0.61 = 3.05 \text{ t ha}^{-1}$; la extracción de N en el grano es de: $20.8 \times 5 = 104 \text{ kg ha}^{-1}$, mientras que en la paja es de: $6.7 \times 3.05 = 20 \text{ kg ha}^{-1}$, para una extracción total de 124 kg ha^{-1} .

Cuadro 4.7. Extracción de N por cereales, cultivos forrajeros y algodón (NRCS, 1992).

Cultivo	Relación Paja:grano ^b	Parte	N ^c	P ₂ O ₅ ^d
			kg del nutriente por t de rendimiento (peso seco)	
<i>Cereales</i>				
Cebada	0.41	Grano	18.2	7.8
		Paja	7.5	2.5
Maíz	0.66	Grano	16.1	6.4
		Paja	11.1	4.6
Avena	0.77	Grano	19.5	7.8
		Paja	6.3	3.7
Sorgo	0.88	Grano	16.7	8.3
		Paja	10.8	3.5
Trigo	0.61	Grano	20.8	14.3
		Paja	6.7	1.6
<i>Forrajes</i>				
Trebol ^e	--	--	15.2	6.2
Ryegrass	--	--	16.7	6.2
Alfalfa ^e	--	--	22.5	5.1
<i>Para ensilar</i>				
	% de MS			
Alfalfa	50		27.9	7.6
Maíz	35		14.0 ^f	5.8
Sorgo	30		14.4	4.4
Avena	40		16.0	6.4
Sorgo-sudan	50		13.6	3.7
<i>Fibras</i>				
	Extracción N y P [Fibra+ semilla]:	Fibra + semilla		
Algodón	Paja 0.45		26.7	13.3

^aLas leguminosas fijan la mayor parte de su requerimiento de N.

^bPara obtener la producción de paja, se multiplica este valor el rendimiento de grano en t ha⁻¹.

^cPara obtener la extracción en kg ha⁻¹ de N por ton de rendimiento, se multiplica el %N × 10.

^dPara obtener la extracción en kg ha⁻¹ de P₂O₅ por ton de rendimiento, se multiplica el %P × 23.

^eEl valor de %N en maíz forrajero corresponde a La Laguna (Figueroa et al., 2001).

^fPara obtener la extracción total, se divide la extracción de [fibra+semilla]/0.45 (Halevy, 1976).

Eficiencia

Se refiere al N que aprovecha el cultivo por cada unidad que se aplica como fertilizante. En general, esta eficiencia está en función de la eficiencia del sistema de riego. Se considera que en un sistema de riego por gravedad la eficiencia es entre 40 y 60%. En el caso de riego por aspersión, la eficiencia puede aumentar a 60 – 70% (Castellanos *et al.*, 2000). Por otro lado, Bock y Hergert (1991) presentan otros criterios para definir la eficiencia de uso de N. Se expresa en proporción unitaria, es decir, si la eficiencia es de 60%, la proporción unitaria es $65/100 = 0.65$ (Línea 5 del Anexo).

Suministro de N

Se refiere al nitrógeno en el suelo que puede ser aprovechado por el cultivo durante el ciclo y que puede provenir de varias fuentes:

- a) Nitratos del suelo. El N residual se estima en kg ha^{-1} a partir de la concentración de nitrato (mg kg^{-1} o ppm) en muestras de suelo, multiplicando por un factor de 4.0, asumiendo una densidad aparente (D_a) de 1.35 g cm^{-3} , a una profundidad de 30 cm (Línea 7 del Anexo).
- b) Nitrógeno de la materia orgánica. Se considera que cada unidad de materia orgánica (MO) del suelo aporta, mediante el proceso de mineralización, 16 kg ha^{-1} de N aprovechable (Castellanos *et al.*, 2000; Línea 8 del Anexo).
- c) Cultivo anterior. Cuando el cultivo anterior a la incorporación de biosólidos fue una leguminosa, como alfalfa, debe considerarse el N aprovechable que queda en el suelo al retirar dicho cultivo (Núñez *et al.*, 2006b; Línea 9 del Anexo).
- d) Agua de riego. Cuando el agua de riego contiene nitratos, o se utiliza alguna fuente de agua residual que contiene amonio, es importante considerar la aportación de N en el agua de riego. Cada mg L^{-1} de N inorgánico equivale a 1.0 kg ha^{-1} por cada 10 cm de lámina de riego

(Palomo y Figueroa, 2005; Línea 12 del Anexo).

Para realizar el análisis de suelo, se recomienda tomar una muestra compuesta por cada 10 ha, a una profundidad de 0-30 cm. Para cada muestra compuesta se recorre el terreno al azar y se toman 15 a 20 puntos de muestreo por cada muestra compuesta. Luego se mezcla el suelo de los puntos de muestreo de manera uniforme en un recipiente. Finalmente se toma alrededor de 0.5 kg de suelo para enviarlo al laboratorio (Ferguson *et al.*, 1991).

Nitrógeno disponible en los biosólidos

La mayor parte del nitrógeno contenido en los biosólidos se encuentra en forma orgánica. El N inorgánico esta principalmente en forma de amonio, que junto con el nitrato, ambos son disponibles al cultivo (Línea 15 del Anexo). El contenido de N orgánico se obtiene restando el N inorgánico (amonio + nitrato) del N total reportado en el análisis de laboratorio (Línea 13 del Anexo).

Para que este nitrógeno orgánico sea disponible al cultivo, los biosólidos tienen que descomponerse (o mineralizarse) y liberar el nitrógeno en forma de amonio, que luego es transformado en nitrato (Killham, 1994). La tasa de mineralización de N puede variar desde 5 hasta 60%, en función del proceso de estabilización de los biosólidos. En el Cuadro 4.8. se presentan los valores para los procesos más comunes. Esta variable se expresa en kg/ton de N mineralizable (N min); se obtiene con la siguiente fórmula (Línea 14 del Anexo):

$$\text{N mineralizable (kg t}^{-1}\text{)} = \% \text{N orgánico} \times (\% \text{ de Mineralización} / 100) \times 10$$

La tasa promedio de mineralización de N al año siguiente de la aplicación de biosólidos es de 8% y 4% dos años después (Henry *et al.*, 1999). En el Anexo se detalla

un ejemplo numérico de cálculo de dosis de aplicación de biosólidos.

Cuadro 4.8. Tasa de mineralización de N durante el primer año, biosólidos estabilizados por diferentes procesos.

Proceso	Cogger y Sullivan (2007)	Henry <i>et al.</i> , (1999)
	----- % -----	
Digestión anaeróbica:	30 – 40	--
Líquido	--	20 – 40
Filtrados / prensados	--	25 – 45
Secado con calor	--	25 – 45
Digestión aeróbica	30 – 40	30 - 50
Estabilización alcalina	--	30 – 60
Camas de secado	30 – 40	15 – 40
Secado con calor	30 – 40	--
Líquidos de laguna	--	10 – 30
< 6 meses	30 – 40	--
6 meses – 2 años	20 – 25	--
2 – 10 años	10 – 20	--
> 10 años	5 – 10	--
Composta de biosólidos	0 – 10	0 - 30

Calibración de la esparcidora

Para calibrar una máquina esparcidora o estercoladora, que opera con la toma de fuerza, se necesita conocer:

- a) La dosis de aplicación
- b) La capacidad de la tolva
- c) El ancho de la banda de biosólidos esparcidos

Primero se calcula el área en m² que se requiere para vaciar una tolva, a la dosis recomendada. Por ejemplo, si la capacidad de la tolva es de 12 ton, y la dosis

de aplicación es de 36 ton ha^{-1} , entonces se necesita $1/3 \text{ ha}$ ($3,333 \text{ m}^2$) para vaciar una tolva. Luego se divide el área para vaciar una tolva entre el ancho de banda esparcida para obtener la distancia lineal que necesita recorrer el tractor para vaciar una tolva. Si en este ejemplo el ancho de banda es de 18 m , la distancia que requiere el tractor para vaciar una tolva a la dosis calculada es: $3333/18 = 185 \text{ m}$. Esta distancia se marca con estacas o banderas, y el operador del tractor debe estimar la velocidad y las revoluciones por minuto de la toma de fuerza para llegar a la distancia marcada. En tramos cortos (de una cuarta parte de la distancia marcada) se pueden ir haciendo ajustes en los controles para tirar aproximadamente un cuarto de la tolva en un cuarto de la distancia (Figuroa *et al.*, 2000).

Incorporación y siembra

Después de esparcidos los biosólidos, se incorporan al suelo con un paso de rastra. Lo anterior ayuda a eliminar olores más rápidamente y a reducir la atracción de moscas y otros vectores. Después de la incorporación de los biosólidos se continúa con las prácticas normales del cultivo. En el caso de cultivos en surcos, el paso siguiente es surcar el terreno y dar el riego de aniego o presiembra. Cuando el suelo da punto, se realiza la siembra de manera convencional (Figuroa *et al.*, 2000).

DOSIS DE APLICACIÓN EN PLANTACIONES FORESTALES

Para aplicar eficientemente los biosólidos en las plantaciones forestales, es necesario conocer la cantidad de N que se requiere en los bosques, lo que puede ser complicado porque no hay ciclos de plantación y cosecha anual o a corto plazo. Además, existe un alto grado de reciclaje de la vegetación por las ramas y follaje que caen al suelo (Henry *et al.*, 1999). Los suelos de bosque

frecuentemente son deficientes en N porque no se fertilizan; esta deficiencia puede promover la inmovilización del N en el suelo, lo cual debe considerarse en el cálculo de biosólidos por aplicar al suelo.

La cantidad de N que es requerido anualmente en suelos de bosque, considera diversos estados de desarrollo de las especies. La cantidad de N que la plantación extrae del suelo, varía según la edad, especie de los árboles, cobertura vegetal, cantidad de ramas y follaje que tiran en forma natural los árboles, prácticas de poda y aclareo, entre otros factores. La cantidad de N que requiere una plantación joven, en crecimiento, es mayor que el requerimiento de una plantación adulta, donde el ciclo de caída de hojas y ramas esta en equilibrio con la absorción de nutrimentos del suelo. En el Cuadro 4.9. se detalla la absorción anual de N por diferentes especies forestales (Henry *et al.*, 1999), la cual puede utilizarse como el requerimiento de N a aplicar (Línea 6 del Anexo). Al dividir dicho valor entre el N disponible en los biosólidos (kg t^{-1}) se obtiene la dosis de biosólidos, en peso seco (Línea 18 del Anexo).

DOSIS DE APLICACIÓN EN PASTIZALES O AGOSTADEROS

La dosis de aplicación de biosólidos en pastizales se puede estimar a partir de:

- a) Consultando alguna guía disponible o a un técnico, sobre la cantidad de N que requiere el pastizal de una región específica.
- b) Dosis de aplicación en trabajos de investigación.

La cantidad de N que se aplica en pastizales depende del clima y de las especies predominantes. El intervalo de dosis de N recomendada va de 22 a 240 kg ha^{-1} (Henry *et al.*, 1999). El valor definido como dosis de N es el requerimiento de N (Línea 6 del Anexo); al dividir dicho valor entre el N

disponible en los biosólidos (kg t^{-1}) se obtiene la dosis de biosólidos, en peso seco (Línea 18 del Anexo).

Cuadro 4.9. Valores de absorción de N, con fines de estimación de dosis de biosólidos, por especies arbóreas y vegetación de piso en ecosistemas forestales del estado de Washington, EUA (Henry *et al.*, 1999).

Vegetación	Absorción de N $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$
<u>Álamo</u>	
Año: 1	56
2	135
3	224
4	247
5	269
<u>Abeto</u>	
? 2 años	0
3 – 25: años: Cobertura al 50 %	62
Cobertura al 100 %	123
Plantación adulta: 25 – 40 años	50
> 40 años	28
<u>Pino (clima semiárido)</u>	
? 2 años	0
3 – 25 años: Cobertura al 50 %	45
Cobertura al 100 %	90
Plantación adulta: > 25 años	34
<u>Vegetación de piso</u>	
• Vegetación herbácea:	
Primera aplicación: (ajustar al % de cobertura)	112
Re-aplicación anual	0
Re-aplicación cada 2 años	45
• Vegetación leñosa:	
Primera aplicación: (ajustar al % de cobertura)	45
Re-aplicación anual	0
Re-aplicación cada 2 años	22

En trabajos de investigación se han evaluado desde 5 hasta 90 t ha^{-1} (peso seco) de biosólidos, observándose beneficios desde las dosis más bajas (Henry *et al.*, 1999;

Jurado *et al.*, 2004). En pastizales degradados de Nuevo México, EUA, se recomiendan 45 t ha⁻¹ (peso seco) de biosólidos, mientras que el pastizal desértico de Texas se mejoró el pastizal con 18 t ha⁻¹ (peso seco). Como las dosis aplicadas no corresponden a la tasa agronómica, la recomendación es hacer aplicaciones en pastizales con intervalos de hasta cinco años (Henry *et al.*, 1999).

CONCLUSIONES

En el caso de suelos agrícolas se recomienda estimar las dosis de aplicación de biosólidos en función del requerimiento de N del cultivo, de la concentración de N orgánico e inorgánico en los biosólidos, de la tasa de mineralización de N y del N residual en el suelo donde se van a incorporar los abonos. En suelos forestales debe considerarse la cantidad de N que la plantación extrae del suelo según la edad, especie de los árboles, cobertura vegetal, cantidad de ramas y follaje que tiran en forma natural los árboles, prácticas de poda y aclareo, entre otros factores. La dosis de aplicación de biosólidos en pastizales se estima a partir de la cantidad de N que requiere el pastizal de una región específica o de trabajos de investigación.

LITERATURA CITADA

- Assadian, N. W., L. C. Esparza, L. B. Fenn, A. S. Ali, S. Miyamoto, U. Figueroa V., y A. W. Warrick. 1998. Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River basin. *Agricultural Water Management* 36:141-156.
- Barber, S. A. 1973. The Changing philosophy of soil test interpretations. In: Walsh, L.M. and Beaton, J.D. (Eds). *Soil testing and plant analysis*. SSSA. Madison, WI. Pp. 201-211.
- Bock, B. R. and Hergert, G. W. 1991. Fertilizer nitrogen management. In: Follet, R.F., Keeney, D. R and Cruse, R. M. (Eds). *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability*. SSSA. Madison, WI. Pp. 139-164.
- Castellanos, J. Z.; X. Uvalle B., y A. Aguilar S. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola (INCAPA) San Miguel de Allende, Guanajuato, México.

- Chaney, D. E.; Drinkwater, L. E. and Pettygrove, G. S. 1992. Organic soil amendments and fertilizers. University of California, Division of Agriculture and Natural Resources. Publication 21505. 36 p.
- Cogger, C. and Sullivan, D. 2007. Worksheet for calculating biosolids application rates in agriculture. Pacific Northwest Extension publication PNW0511e. 14 pp.
- Eghball, B. 2002. Soil properties as influenced by phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications. *Agron. J.* 94:128-135pp.
- EPA. 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. Final Rules. 40 CFR Part 503. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- EPA. 1994a. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. EPA/832/R-93/003. US Environmental Protection Agency. Washington, D.C.
- EPA. 1994b. Biosolids Recycling: Beneficial Technology for a Better Environment. Washington D.C. U.S. Environment Protection Agency, 832-R-9-4-009.
- Figueroa V. U. ; Faz C., R. ; Quiroga G., H. M. y Cueto W., J. A. 2001. Optimización del uso de estiércol bovino en cultivos forrajeros y riesgos de contaminación por nitratos. Informe de investigación. Campo Experimental La Laguna. CIRNOC-INIFAP. 4p.
- Figueroa V. U.; M. Palomo R.; Flores O., M. A.; Corral D., B. y Flores M., J. P. 2000. Establecimiento de parcelas demostrativas con el uso de biosólidos en suelos agrícolas del Valle de Juárez, Chih. Informe de Investigación. Campo Experimental Valle de Juárez. CIRNOC-INIFAP. 53 p.
- Figueroa V. U.; Flores O., M. A. y Palomo R., M. 2002. Uso de biosólidos en suelos agrícolas. Folleto técnico No. 3. INIFAP-Campo Experimental Valle de Juárez. México. 18 p.
- Ferguson, R. B., Frank G., K. D.; Hergert E., W.; Penas, J. and Wiese, R. A. 1991. Guidelines for soil sampling. Publication G91-1000-A. Cooperative Extension, University of Nebraska, Lincoln, NE.
- Halevy, J. 1976. Growth rate and nutrient uptake of two cultivars grown under irrigation. *Agron. J.* 68:701-705.
- Henry, Ch.; Sullivan, D.; Rynk, R.; Dorsey, K. and Cogger, C. 1999. Managing nitrogen from biosólidos. Washington State department of Ecology. Northwest Biosolids Management Association. WA.
- Huddleston, J.H. and Ronayne, M. P. 1990. Guide to soil suitability and site selection for beneficial use of sewage sludge. Manual 8. Oregon State University Extension Service. 76 p.
- Jurado, G. P., M. Luna, L. y Barretero H. R. 2004 a. Aprovechamiento de biosólidos para la rehabilitación de pastizales en zonas semiáridas. Folleto técnico No. 12. INIFAP. Campo Experimental Campana-Madera. Chihuahua, México. 36 p.

- Killham, K. 1994. Soil ecology. Cambridge University Press. New Cork, NY.
- Meinsinger, J. J. and Randall, G. W. 1991. Estimating nitrogen budgets for soil-crop systems. In: Follet, R. F., Keeney, D. R. and Cruse, R. M. (Eds). Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. SSSA. Madison, WI. 85-124 pp.
- NRCS. 1992. Agricultural waste management field handbook. Natural Resource Conservation Service. USDA.
- NRC. 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. National Research Council . National Academy Press Washington, D. C., 193 p.
- Núñez, H. G.; Peña R., A. Gonzalez C., F. y Faz C., R. 2006 a. Características de híbridos de maíz de alto rendimiento y calidad nutricional de forraje. En: Maíz forrajero de alto rendimiento y calidad nutricional. INIFAP. Campo Experimental La Laguna. Libro Científico No. 3. pp. 45-97pp.
- Núñez, H. G.; González C., F.; Faz C., R.; Figueroa V., U.; Nava C., U.; Peña R., A.; Reta S., D. G. Jasso I., R.; Maciel P. H.; Orozco, H., J. A.; Payan G. y Báez I., F. 2006 b. Tecnología de producción de maíz forrajero de alto rendimiento y calidad nutricional. INIFAP. Campo Experimental La Laguna. Folleto Técnico No. 13. 62 pp.
- Ortiz V. B., y Ortiz S., C. A. 1984. Edafología. Cuarta edición. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 374 p.
- Palomo, R. M. y Figueroa V., U. 2005. Variabilidad espacial de nutrientes en el agua residual del Valle de Juarez, Chih. Agrofaz 5 (3):95-103pp.
- Quiroga G., H. M. y Cueto W., J. A. 1991. Efectos de la fertilización nitrogenada y población sobre el rendimiento y calidad de forraje y componentes del rendimiento de maíz para ensilaje. Informe de investigación. CELALA-INIFAP.
- Schepers, J. S. and Mosier. A. R. 1991. Accounting for nitrogen in nonequilibrium soil-crop systems. In: Follet, R.F., Keeney, D.R and Cruse, R.M. (Eds). Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability. SSSA. Madison, WI. Pp. 125-138pp.
- Sullivan, D. 1998. Fertilizing with biosolids. PNW 508. Oregon State University. 12 p.
- Tan, K. H. 1993. Principles of soil chemistry. Marcel Dekker, Inc. New York, NY.

ANEXO:

ESTIMACIÓN DE DOSIS DE BIOSÓLIDOS EN CULTIVOS AGRÍCOLAS

Ejemplo numérico

Se quiere aplicar biosólidos a un suelo arenoso para aportar el N que requiere el cultivo de maíz forrajero, en riego por aspersión. El cultivo anterior fue alfalfa, en una condición mala. La meta de rendimiento es de 18 t ha^{-1} de MS. El análisis de suelo indica una concentración de nitratos de 12 mg kg^{-1} y 1.6% de materia orgánica (MO). El agua de riego tiene 4 mg L^{-1} de nitratos y la lamina total de riego se estima en 75 cm. Los biosólidos disponibles fueron digeridos anaeróbicamente, tienen 4.5% de N total, 0.3% de amonio y 25% de MS. Este suelo recibió el año anterior una aplicación de 40 t ha^{-1} de biosólidos del mismo origen, con características similares: 4.6% de N total, 0.3% de amonio y 20% de MS.

ANEXO: Ejemplo numérico
ESTIMACIÓN DE DOSIS DE BIOSÓLIDOS EN CULTIVOS AGRICOLAS

LÍNEA	CONCEPTO	FACTOR	VALOR															
	DEMANDA:																	
1	Cultivo:	Seleccionar del Cuadro 7 =	<i>Maíz forra.</i>															
2	Meta de Rendimiento:	Promedio de los 2 rendimientos más altos en 5 años =	<u>18</u> ton/ha															
3	Extracción de N (Cuadro 7):	% de N <u>2.4</u> × 10 =	<u>24</u> kg/ha															
4	Demanda de N del cultivo:	Línea 2 <u>18</u> × Línea 3 <u>24</u> =	<u>432</u> kg/ha															
5	Eficiencia de uso de N:	Gravedad: 60% = 0.6 kg/kg □ Aspersión: 70% = 0.7 kg/kg □	<u>0.7</u> kg/kg															
6	Requerimiento de N:	Línea 4 <u>432</u> / Línea 5 <u>0.7</u> =	<u>617</u> kg/ha															
	SUMINISTRO:																	
7	Nitrógeno en suelo (NO ₃ - en mg/kg):	<u>12</u> × 4.0 =	<u>48</u> kg/ha															
8	Materia orgánica en suelo (%):	<u>1.6</u> × 16.0 =	<u>26</u> kg/ha															
	Alfalfa como cultivo anterior:	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Condición de la alfalfa</th> <th>Franco-arenosa y arenosa</th> <th>Otras texturas</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td> <td colspan="2">kg/ha de N aprovechable</td> </tr> <tr> <td>Buena</td> <td>80</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>Regular</td> <td>40</td> <td>80</td> </tr> <tr> <td>Malá</td> <td>(20)</td> <td>40</td> </tr> </tbody> </table>	Condición de la alfalfa	Franco-arenosa y arenosa	Otras texturas		kg/ha de N aprovechable		Buena	80	120	Regular	40	80	Malá	(20)	40	
Condición de la alfalfa	Franco-arenosa y arenosa	Otras texturas																
	kg/ha de N aprovechable																	
Buena	80	120																
Regular	40	80																
Malá	(20)	40																
9	Textura del suelo: <u>Arenosa</u>		<u>20</u> kg/ha															
	Aplicación anterior de biosólidos:																	
10	Biosólidos en el año anterior:	<u>40</u> ton/ha × (<u>20</u> %MS/100) × <u>4.3</u> %N org × 0.8 =	<u>28</u> kg/ha															
11	Biosólidos dos años atrás:	_____ ton/ha × (_____ %MS/100) × _____ %N org × 0.4 =	<u>---</u> kg/ha															
12	N en el agua de riego:	mg/L (amonio + nitrato) <u>2</u> × Lr (cm) <u>75</u> × 0.1 =	<u>15</u> kg/ha															
13	TOTAL DE SUMINISTRO:	Sumar Líneas 7 a la 12 =	<u>137</u> kg/ha															
	N disponible en los biosólidos:	Tipo de biosólidos =	<u>Aserrín.</u>															
14	N org = N total - N inorg:	<u>4.5</u> %N tot - <u>0.3</u> %N inorg (amonio + nitrato) =	<u>4.2</u> % N org															
15	N mín = N org × (tasa mín/100) × 10:	Línea 14 <u>4.2</u> × (<u>40</u> /100) × 10 =	<u>16.8</u> kg/t															
16	N inorg = % N inorg × 10:	<u>0.3</u> % N inorg × 10 =	<u>3.0</u> kg/t															
17	TOTAL DE N DISPONIBLE:	Sumar Líneas 15 + 16 =	<u>19.8</u> kg/t															
18	DOSIS DE BIOSÓLIDOS (peso seco):	(Línea 6 <u>617</u> - Línea 13 <u>137</u>) / Línea 17 <u>19.8</u> =	<u>27.3</u> t/ha															
19	DOSIS DE BIOSÓLIDOS (peso húmedo):	Línea 18 <u>27.3</u> / (<u>25</u> %MS /100) =	<u>45</u> t/ha															

Lr = Lámina de riego;

N mín = N mineralizable; N org = N orgánico; N inorg = N inorgánico (amonio + nitrato);

Tasa mín = tasa de mineralización (Cuadro 8);

MS = materia seca.

**ANEXO: Formato
ESTIMACIÓN DE DOSIS DE BIOSÓLIDOS EN CULTIVOS AGRICOLAS**

LÍNEA	CONCEPTO	FACTOR	VALOR															
	DEMANDA:																	
1	Cultivo:	Seleccionar del Cuadro 7 =																
2	Meta de Rendimiento:	Promedio de los 2 rendimientos más altos en 5 años =	_____ ton/ha															
3	Extracción de N (Cuadro 7):	% de N _____ x 10 =	_____ kg/ha															
4	Demanda de N del cultivo:	Línea 2 _____ x Línea 3 _____ =	_____ kg/ha															
5	Eficiencia de uso de N:	Gravedad: 60% = 0.6 kg/kg □ Aspersión: 70% = 0.7 kg/kg □	_____ kg/kg															
6	Requerimiento de N:	Línea 4 _____ / Línea 5 _____ =	_____ kg/ha															
	SUMINISTRO:																	
7	Nitrógeno en suelo (NO _x en mg/kg):	_____ x 4.0 =	_____ kg/ha															
8	Materia orgánica en suelo (%):	_____ x 16.0 =	_____ kg/ha															
	Añeja como cultivo anterior:	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Condición de la añeja</th> <th>Franco-arenosa y arenosa</th> <th>Otras texturas</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td></td> <td colspan="2">kg/ha de N aprovechable</td> </tr> <tr> <td>Buena</td> <td>60</td> <td>120</td> </tr> <tr> <td>regular</td> <td>40</td> <td>80</td> </tr> <tr> <td>Malas</td> <td>20</td> <td>40</td> </tr> </tbody> </table>	Condición de la añeja	Franco-arenosa y arenosa	Otras texturas		kg/ha de N aprovechable		Buena	60	120	regular	40	80	Malas	20	40	
Condición de la añeja	Franco-arenosa y arenosa	Otras texturas																
	kg/ha de N aprovechable																	
Buena	60	120																
regular	40	80																
Malas	20	40																
9	Condición al quitar: _____ Textura del suelo: _____		_____ kg/ha															
	Aplicación anterior de biosólidos:																	
10	Biosólidos en el año anterior:	_____ ton/ha x (_____ %MS/100) x _____ %N org x 0.8=	_____ kg/ha															
11	Biosólidos dos años atrás:	_____ ton/ha x (_____ %MS/100) x _____ %N org x 0.4=	_____ kg/ha															
12	N en el agua de riego:	mg/L (amonio + nitrato) _____ x Lr (cm) _____ x 0.1 =	_____ kg/ha															
13	TOTAL DE SUMINISTRO:	Sumar Líneas 7 a la 12 =	_____ kg/ha															
	N disponible en los biosólidos:	Tipo de biosólidos =																
14	N org = N total - N inorg:	_____ %N tot - _____ %N inorg (amonio + nitrato) =	_____ %N org															
15	N min = N org x (tasa min/100) x 10:	Línea 10 _____ x (_____ /100) x 10 =	_____ kg/t															
16	N inorg = % N inorg x 10:	_____ % N inorg x 10 =	_____ kg/t															
17	TOTAL DE N DISPONIBLE:	Sumar Líneas 15 + 16 =	_____ kg/t															
18	DOSES DE BIOSÓLIDOS (peso seco):	(Línea 6 _____ - Línea 13 _____) / Línea 17 _____	_____ t/ha															
19	DOSES DE BIOSÓLIDOS (peso húmedo):	Línea 18 _____ / (_____ %MS /100) =	_____ t/ha															

Lr = Lámina de riego;

N min = N mineralizable; N org = N orgánico; N inorg = N inorgánico (amonio + nitrato);

Tasa min = tasa de mineralización (Cuadro 8);

MS = materia seca.

USO DE BIOSÓLIDOS EN SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Hugo Raúl Uribe Montes¹, Noé Chávez Sánchez¹,
Gamaliel Orozco Hernández¹

¹INIFAP, Campo Experimental Delicias, uribe.hugo@inifap.gob.mx

INTRODUCCIÓN

El uso agrícola de los biosólidos es una práctica establecida y aceptada en EUA y en muchos países del mundo (Maguire *et al.* 2000). Por ejemplo, California un Estado con 31 millones de habitantes utiliza en tierras agrícolas el 52% de los biosólidos producidos (390,000 t año⁻¹ en base seca), mientras que Arizona utiliza el 86% de lo que produce, lo cual corresponde a 56,000 t año⁻¹ (Fondahl, 1999). En la Comunidad Económica Europea más de una tercera parte de biosólidos producidos es reciclado en la agricultura (Sauerbeck, 1993 citado por Akrivos *et al.* 2000). En el caso de México, no se tienen estadísticas sobre el uso de biosólidos.

La aplicación agrícola de biosólidos está basada en satisfacer los requerimientos de Nitrógeno del cultivo, previniendo la acumulación de metales pesados no esenciales, lo que ha mostrado ser una forma efectiva de reutilizar benéficamente los productos residuales.

NITRÓGENO EN LOS BIOSÓLIDOS

La utilización de los lodos residuales en la agricultura es una forma de reciclar benéficamente estos materiales, permitiendo reducir el uso de fertilizantes químicos comerciales en los cultivos. Tester (1990) menciona que cuando los biosólidos son aplicados superficialmente dan como resultado un mejoramiento en las características físicas y químicas de los suelos, y un enriquecimiento

nutrimental del suelo que satisface parcialmente los requerimientos de fertilización de éste. Sin embargo, debido a que los lodos residuales pueden poseer constituyentes potencialmente indeseables, estos se deberán evaluar periódicamente. Únicamente aquellos biosólidos que alcanzan estándares de calidad estrictos para contaminantes, patógenos y atracción de vectores (Capítulo 2), pueden ser aplicados al suelo con propósitos benéficos. Los biosólidos que no reúnan estos estándares deben ser dispuestos en rellenos sanitarios o ser incinerados (Figueroa *et al.*, 1999).

Existe un considerable interés por reciclar el N contenido en los residuos de cultivo y en los materiales de desecho, así los residuos orgánicos frecuentemente son aplicados en suelos agrícolas en cantidades necesarias para obtener los niveles deseados de N disponible. Cuando otros factores tales como metales pesados y sustancias químicas orgánicas no son limitativas, el N disponible estimado de los residuos es el factor que gobierna la cantidad máxima de aplicación del material en el suelo.

Mineralización de N

Estudios de campo muestran estimaciones de la mineralización de N en biosólidos cuando se aplican al suelo. Kelling *et al.* (1977), citado por Barbarick e Ippolito (2000) encontraron en Wisconsin, EE.UU., que el 50% del N de los biosólidos se mineralizó a las tres semanas después de su aplicación. Cogger *et al.*, (1999) encontraron una recuperación aparente de N de 28 a 40% y de 11 a 44% para pastos forrajeros y trigo de secano de invierno en Washington, EE.UU., respectivamente.

Barbarick *et al.* (1996), estimaron una mineralización neta de N de 25 a 57% para cinco a seis aplicaciones de 6.7 t ha⁻¹ de biosólidos, incrementándose la mineralización neta a 62-78% para cinco a seis aplicaciones de 26.8 t ha⁻¹. Gilmour y Skinner (1999) mencionan que el mejor indicador para

predecir el N potencialmente disponible fue la relación C/N de los biosólidos, seguido por N orgánico y luego por el contenido total de N de los biosólidos. Las pendientes de las dos últimas relaciones sugieren que cerca del 45% de N orgánico y 40% del N total de los biosólidos estuvo en forma disponible para las plantas durante la estación de crecimiento del sorgo Sudan [*Sorghum bicolor* (L.) Moench].

Estos porcentajes estacionales son considerablemente más grandes que los usados comúnmente como tasas de mineralización anual por la USEPA (1995). Douglas y Magdoff (1991) encontraron que el nitrógeno mineralizado durante 67 días, representó del 41 al 50% del N orgánico de los biosólidos digeridos aeróbicamente y del 23 al 41% de los digeridos anaeróbicamente. También estos autores mencionan que las cantidades de biosólidos necesaria para suministrar 100 kg de N ha⁻¹ (N inorgánico + N orgánico mineralizado en 67 días = 100 kg de N), fluctúa de 2 a 18 t ha⁻¹ en base seca (92-315 t ha⁻¹ en base húmeda).

Por último Barbarick e Ippolito (2000) encontraron que para aplicaciones continuas de biosólidos en trigo (*Triticum aestivum* L., "TAM 107") de secano, una tonelada de biosólidos provee un equivalente total de 8 kg N fertilizante, ellos también estimaron una cantidad de mineralización en el primer año de 25 a 32% del N de los biosólidos. Sus resultados de invernadero indican que la disponibilidad del N de una sola aplicación de biosólidos hecha en "cantidades agronómicas" parece alcanzar solamente para dos cultivos. Para mantener las respuestas de absorción de N por el grano, comparable al N fertilizante, se necesitó aplicar biosólidos antes de cada siembra.

Otros efectos de los biosólidos en el suelo

Cuando los biosólidos se utilizan adecuadamente de acuerdo a la Norma vigente (Capítulo 2), es común que la acumulación de metales pesados en el suelo no rebase los

límites establecidos (Sposito *et al.*, 1982; Fresquez *et al.*, 1990; Chang *et al.*, 1992).

En el caso de pastizales, el contenido de materia orgánica en el suelo se incrementa, aún aplicando los biosólidos en la superficie del suelo (Pagliai *et al.*, 1981; Seaker y Sopper, 1988a; Fresquez *et al.*, 1990). Así mismo el carbono orgánico se incrementa sirviendo de fuente de energía para los microorganismos del suelo, estimulando su actividad y crecimiento poblacional, lo cual resulta en una mayor tasa de descomposición de materia orgánica y mineralización de nutrientes provenientes de los biosólidos (Seaker y Sopper, 1988a; Seaker y Sopper, 1988b).

El incremento de la población microbiana contribuye a suprimir organismos patógenos del suelo (Kinsbursky *et al.*, 1989). Además, las cadenas de polisacáridos y fenoles, producto de la mineralización, mejoran las condiciones físicas del suelo, ya que contribuyen a la formación de agregados, mejorando su estabilidad, reduciendo la densidad aparente e incrementando la porosidad, aereación y permeabilidad (Tester, 1990).

Las mejores condiciones de fertilidad y disponibilidad de agua producida por los biosólidos se traducen en una mayor productividad de los cultivos. Las plantas de gramíneas de áreas que recibieron biosólidos fueron más vigorosas y produjeron más biomasa (Fresquez *et al.*, 1990). La calidad del forraje producido por las plantas que recibieron biosólidos fue mayor y no presenta riesgos de intoxicación para los animales por metales pesados (Misselbrook *et al.*, 1996).

RESPUESTA DE LOS CULTIVOS A LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS

Los biosólidos ofrecen una oportunidad de bajo costo para proveer de N a los cultivos. Los biosólidos también suministran a los suelos calcáreos de regiones áridas y

semiáridas fósforo, hierro, zinc y cobre disponibles para la planta (Fresquez *et al.*, 1990); la adición de la materia orgánica en los biosólidos parece aumentar la disponibilidad de estos nutrimentos los cuales son "fijados" bajo condiciones normales en suelos calcáreos (Hue, 1990 citado por Ahlstrom, 1995).

Akrivos *et al.* (2000) mencionan que la aplicación de biosólidos en tres suelos alcalinos (pH= 8), aumentó el contenido de nutrimentos del suelo sin incrementar la concentración de metales pesados, los cuales fueron similares al tratamiento testigo sin recibir biosólidos. Otras propiedades físico-químicas, como pH, materia orgánica y conductividad hidráulica no cambiaron significativamente con las aplicaciones de entre 0 y 30 t ha⁻¹ de biosólidos. Estos mismos autores, también reportan que la aplicación de biosólidos provee un significativo mejoramiento en la productividad de la planta de algodónero, donde la sustitución de fertilización química con biosólidos resulta en un incremento del 10% en la producción.

Ahlstrom (1995) evaluó en suelos calcáreos, biosólidos digeridos anaeróbicamente que proveyeran de 0 a 280 kg de N ha⁻¹, y encontró que los rendimientos de fibra de algodón mostraron un incremento lineal significativo al aumentar las cantidad aplicada de biosólidos, donde la mejor dosis resultó ser 15.6 t ha⁻¹ de biosólidos en 1993. La aplicación de urea como fertilizante produjo rendimientos de fibra de 1,365 kg ha⁻¹, mientras que la producción con la aplicación de biosólidos varió entre 1,327 a 1,667 kg ha⁻¹, obteniéndose un incremento hasta de 27% al aplicar biosólidos en comparación con la fertilización convencional.

En 1994, los rendimientos de fibra promediaron 448 kg ha⁻¹ más que en 1993, pero la tendencia con respecto a la mejor dosis de aplicación de biosólidos fue distinta y los rendimientos de fibra se incrementaron en todos los tratamientos por la aplicación de biosólidos en comparación

al tratamiento aplicado con urea el cual produjo 1,628 kg ha⁻¹ de fibra de algodón. Una dosis intermedia de biosólidos de 7.6 t ha⁻¹ produjo los más altos rendimientos de fibra con 2,176 kg ha⁻¹ o sea 34% más de rendimiento en comparación a la fertilización con urea.

Quinteiro *et al.* (2001) trabajaron dosis de biosólidos desde 5 hasta 40 t ha⁻¹ en los cultivos de cebada y maíz, encontraron que la dosis más adecuada fue 20 t ha⁻¹ y que la adición de lodos residuales aumenta el rendimiento de los cultivos, incluso cuando la dosis de aplicación no supere los requerimientos de nitrógeno calculados.

EXPERIENCIAS EN EL USO DE BIOSÓLIDOS EN DELICIAS, CHIHUAHUA

Dosis de biosólidos y características del suelo

En la región agrícola de Delicias, Chih., en los años 2000, 2001 y 2002 se realizó un estudio con biosólidos digeridos anaeróbicamente. El estudio tuvo dos objetivos principales: a) Determinar la contribución de los biosólidos en la productividad de los suelos y b) Generar la tecnología de aplicación y manejo racional en suelos calcáreos. En el año 2000 se estudiaron las dosis 0, 20, 40 y 60 t ha⁻¹ de biosólidos en los cultivos de algodón, alfalfa, avena y maíz forrajero. Los tratamientos se distribuyeron bajo un arreglo de parcelas divididas en donde en las parcelas grandes se aplicaron las dosis de biosólidos y los cultivos formaron las parcelas chicas, en un diseño experimental de bloques aleatorizados completos con cinco repeticiones. Además se establecieron parcelas con características y dimensiones idénticas a las unidades experimentales de este estudio; en éstas, se aplicaron las dosis 0, 20, 40 y 60 t ha⁻¹ de biosólidos, pero además se fertilizaron de acuerdo al paquete tecnológico para cada cultivo, esto con el objeto de poder comparar el efecto de la aplicación de biosólidos con respecto a la fertilización convencional, estas parcelas no tenían repeticiones.

En una segunda etapa (2001) con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos óptimas encontradas y conciliarlas con el potencial riesgo de contaminación con metales tóxicos, se estudiaron en algodón, alfalfa, avena y maíz forrajero las dosis 0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos, mas un testigo con fertilización química de acuerdo al paquete tecnológico del Campo Experimental de Delicias (CEDEL) para cada cultivo. Los tratamientos antes mencionados se distribuyeron en un diseño experimental de cuadro latino con seis repeticiones.

El trabajo se desarrolló en la región agrícola de Delicias, Chih., en un suelo Yermosol cálcico (FAO/UNESCO), donde el estrato 0-30 cm de profundidad tiene una textura migajón arenosa, pH entre 8.05 y 8.5, contenido de materia orgánica entre 0.23 y 0.34% y una conductividad eléctrica de 0.58-0.97 dS m⁻¹. El contenido de N-NO₃, P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Mn y Zn fue de 20, 9, 1316, 25997, 1182, 3421, 2, 10, 18 y 1 kg ha⁻¹, respectivamente. Se puede observar que se trata de un suelo mineral con bajo contenido de materia orgánica y pobre en nitrógeno y fósforo, con altos contenidos de potasio, calcio, magnesio y sodio.

Características de los biosólidos utilizados

Los biosólidos generados en la planta de tratamiento de aguas residuales de la ciudad de Chihuahua y utilizados en este estudio contienen concentraciones de metales pesados por debajo del límite permitido por las instituciones reguladoras (SEMARNAT, 2002; EPA, 1993) lo que los hace aptos para ser aplicados en tierras agrícolas para suplir fertilizantes (Cuadro 5.1.).

Su alto contenido de nitrógeno y fósforo se puede observar en el Cuadro 5.2., donde se muestra el contenido nutrimental de biosólidos digeridos anaeróbicamente de la planta Norte de Chihuahua.

Cuadro 5.1. Concentración de metales pesados (mg kg^{-1}) en muestras de biosólidos de la planta tratadora de Chihuahua y límites permisibles.

Metales	Fecha				Límites permisibles NOM-004-SEMARNAT-2002	
	Jun 1998	Nov 1998	Sep 1999	Feb 2001	Excelente	Bueno
Cadmio	4.06	3.76	3.40	4.20	39	85
Cromo	< 0.29	< 0.29	206.80	90.85	1200	3000
Mercurio	--	--	4.20	4.071	17	57
Níquel	48.80	38.80	23.20	19.37	420	420
Plomo	354.70	335.30	483.20	245.50	300	840
Arsénico	28.70	23.35	--	--	41	75
Cobre	3918	3689	--	455.06	1500	4300
Zinc	2574	2139	--	950.56	2800	7500
% humedad	--	--	75.37	27.20	--	--

Cuadro 5.2. Contenido nutrimental (kg t^{-1}) de los biosólidos utilizados como abono en el cultivo de maíz forrajero.

Nutrimento	2000	2001
Nitrógeno	37.000	40.100
Fósforo	20.270	13.500
Potasio	0.900	2.900
Calcio	28.000	35.100
Magnesio	2.500	3.800
Zinc	0.650	0.750
Fierro	5.250	9.050
Cobre	0.431	0.353
Manganeso	0.167	0.293
pH	6.67	5.60
Humedad (%)	75.37	27.20

Resultados

En el año 2000 el rendimiento de los cultivos mostraron una respuesta altamente significativa en forma cuadrática, donde la dosis mas adecuada para los cultivos evaluados fluctuó entre 39.3 y 46.3 t ha⁻¹ de biosólidos en base seca. Sin embargo, cuando los mismos datos se analizaron mediante el modelo de superficie de respuesta lineal segmentado, las dosis de biosólidos disminuyeron considerablemente, hasta valores entre 16.8 y 25.9 t ha⁻¹, como lo muestra el Cuadro 5.3. y la Figura 5.1.

Cuadro 5.3. Rendimiento y dosis obtenidas con la aplicación de biosólidos en los cultivos en el año 2000.

Dosis de biosólidos (t ha ⁻¹)	Rendimiento (kg ha ⁻¹)			
	Alfalfa	Avena	Maíz	Algodonero
0	19,274	7,044	10,057	4,544
20	28,617	11,996	15,613	6,233
40	28,935	13,703	16,592	5,741
60	29,768	13,202	15,493	5,898
Fertilización Química	21,870	8,592	13,966	
Dosis Adecuada (t ha ⁻¹) ^a	22.0	25.9	21.5	16.8

^aDe acuerdo al modelo lineal segmentado

Con los resultados anteriores y con el objeto de ajustar las dosis de biosólidos previamente exploradas y conciliarlas con el potencial riesgo de contaminación con metales pesados y nitratos, en el año 2001 se evaluaron cinco dosis de biosólidos (0, 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹) y un testigo con fertilización química como ya se comentó anteriormente.

En todos los cultivos evaluados, la aplicación de biosólidos produjo mayores rendimientos en comparación al testigo con fertilización química, donde el modelo lineal segmentado describe apropiadamente el comportamiento de las variables de rendimiento estudiadas en la aplicación de biosólidos (SAS, 1998). Las dosis más adecuadas fluctuaron

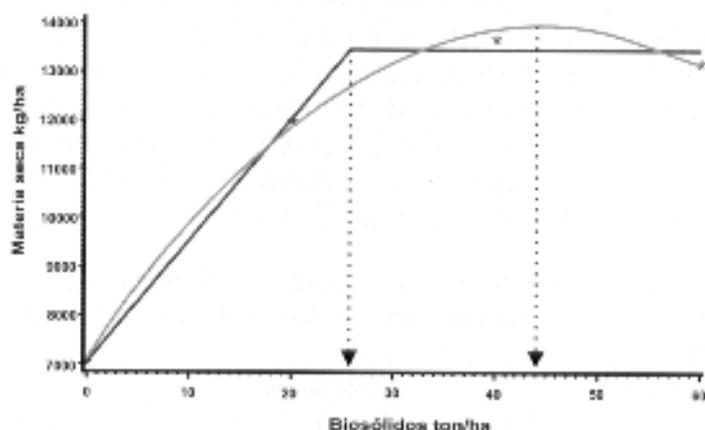


Figura 5.1. Modelo cuadrático y lineal segmentado del rendimiento obtenido en avena forrajera en el 2000.

desde 10.94 t ha^{-1} para maíz forrajero hasta 13.03 toneladas de biosólidos para alfalfa, como se muestra en el Cuadro 5.4.

Los resultados de rendimiento obtenidos en este estudio son similares a los presentados por Quinteiro *et al.* (2001), quienes trabajando con dosis de biosólidos desde 5 hasta 40 t ha^{-1} en los cultivos de cebada y maíz, encontraron que la dosis más adecuada fue 20 t ha^{-1} y que la adición de lodos residuales aumenta el rendimiento de los cultivos, incluso cuando la dosis de aplicación no alcance a satisfacer la demanda de nitrógeno del cultivo.

Cuadro 5.4. Rendimiento y dosis obtenidas con la aplicación de biosólidos en los cultivos en el año 2001.

Dosis de biosólidos (t ha ⁻¹)	Rendimiento (kg ha ⁻¹)			
	Alfalfa	Avena	Maíz	Algodonero
0	14,425	7,083	12,893	3,981
10	17,369	10,889	16,212	4,837
20	17,891	11,081	16,264	4,878
30	18,264	11,364	16,765	4,875
40	19,467	11,521	16,335	5,305
Fertilización Química	14,854	9,168	14,301	4,142
Dosis Adecuada (t ha ⁻¹)	13.03	11.16	10.94	11.29

^aDe acuerdo al modelo lineal segmentado

También, Ahlstrom (1995) evaluó en suelos calcáreos, biosólidos digeridos anaerómicamente que proveyeran de 0 a 280 kg de N ha⁻¹, y encontró que los rendimientos de fibra de algodón mostraron un incremento lineal significativo al aumentar la cantidad aplicada del abono, donde la dosis apropiada resultó ser 15.6 t ha⁻¹.

Los biosólidos tienen un alto valor agronómico; un manejo estratégico sustentable de estos residuos puede asegurar altos rendimientos y redituabilidad, y a su vez minimizar la acumulación de NO₃, P y otros elementos en el suelo (Sullivan, 1998). La Figura 5.2. muestra la respuesta en materia seca de forraje de maíz cuando se aplican biosólidos al suelo, donde se observa que se obtiene una producción similar con dosis desde 10 hasta 40 t ha⁻¹ de biosólidos y se reduce considerablemente la producción al no aplicar este material. Con el modelo lineal-segmentado, se determinó como punto de intersección de las líneas la dosis de 10.94 t ha⁻¹ de biosólidos, con la cual se producen 16.53 t ha⁻¹ de materia seca, concluyéndose que no existe respuesta a dosis mayores, por lo que agronómicamente se define como la dosis apropiada (Figura 5.2.).

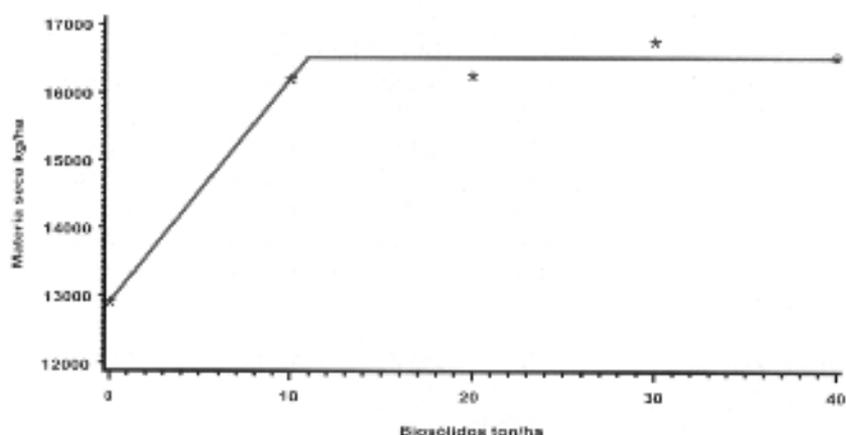


Figura 5.2. Rendimiento de materia seca de maíz en relación a la aplicación de biosólidos.

Balance de nitrógeno en el suelo

Se midió el aporte y consumo de nitrógeno en las parcelas de los tratamientos estudiados (Cuadro 5.5.). Dentro del nitrógeno que entra al sistema está el nitrógeno residual al inicio del ciclo (N_{Ri}), el nitrógeno contenido en el agua de riego en forma de nitratos (N_A), el nitrógeno aplicado en forma de fertilizante químico (N_F), donde la suma de todos estos se clasifica como el nitrógeno de origen no orgánico (N_{NO}). También otra entrada de nitrógeno al sistema lo constituye el nitrógeno originado de la mineralización de los biosólidos (N_E). Del nitrógeno que sale del sistema únicamente se registró el absorbido por las plantas de maíz forrajero (N_C), desconociéndose la cantidad de nitrógeno que se pierde por desnitrificación o por lavado fuera del estrato 0-90 cm del suelo. En el Cuadro 5.5. se observa que el nitrógeno absorbido por el cultivo y el contenido en el suelo al final del ciclo se incrementó conforme se aumentó la dosis de biosólidos aplicada al suelo.

Por otra parte, fue calculada la cantidad de N proveniente de los biosólidos, el cual es una estimación aproximada del N mineralizado, y se obtiene al restar el N de origen no orgánico (N_{No}) a la suma de N absorbido por el cultivo (N_c) más el N residual al final del ciclo (N_{Rf}). Del nitrógeno proveniente de los biosólidos, el 50%, 57%, 66% y 68% de las dosis 10, 20, 30 y 40 t ha⁻¹ respectivamente, no fue utilizado por el cultivo y permaneció en el perfil 0-90 cm del suelo al final del ciclo. Esto sugiere la posibilidad de que este nitrógeno en forma de nitratos salga fuera del área radicular del cultivo mediante el lavado con el agua de riego y pueda contaminar cuerpos de agua. Por lo tanto, se recomienda no hacer aplicaciones arriba de 30 t ha⁻¹ de biosólidos o bien sembrar cultivos de sistema radicular profundo, como alfalfa o algodón.

Los valores de mineralización de nitrógeno en este estudio son mayores a los presentados por Douglas y Magdoff (1991), quienes encontraron que el nitrógeno mineralizado durante 67 días representó del 41% al 50% del N orgánico de los biosólidos digeridos aeróbicamente y del 23% al 41% de los digeridos anaeróbicamente.

También estos autores mencionan que para suministrar 100 kg de N ha⁻¹ al cultivo (N inorgánico + N orgánico mineralizado en 67 días = 100 kg de N) se necesitan de 2 a 18 ton ha⁻¹ de biosólidos en base seca. Barbarick e Ippolito (2000) encontraron que para aplicaciones continuas de biosólidos en trigo de secano, una tonelada provee un equivalente de 8 kg N fertilizante, y estimaron una mineralización en el primer año de 25% a 32% del N de los biosólidos.

Es probable que el alto contenido de nitrógeno residual en el suelo con las dosis 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos permita la siembra de otro cultivo en rotación con maíz forrajero, que pueda aprovechar dicho nitrógeno. La Figura 5.3. muestra la distribución de este nitrógeno residual en

Cuadro 5.5. Contenido de nitrógeno (kg ha^{-1}) en suelo, planta y N proveniente de de los biosólidos aplicados al suelo en maíz forrajero.

Biosólidos (ton ha^{-1})	Rdto (kg ha^{-1})	N_{RI}	N_A	N_F	N_{NO}	N_C	N_{RR}	N_T	N_B	$N_B(\%)$
T	14,301	20	61	180	261	174.2	94.7	268.9	0	0
0	12,893	20	61	0	81	150.1	69.5	219.6	0	0
10	16,212	20	61	0	81	184.8	102.2	287.0	206.0	51.37
20	16,264	20	61	0	81	193.7	150.0	343.7	262.7	32.76
30	16,765	20	61	0	81	199.0	228.2	427.2	346.2	28.78
40	16,335	20	61	0	81	227.0	306.4	533.4	452.4	28.20

- T = Tratamiento testigo (180-60-0) NPK
 N_B = nitrógeno residual del perfil 0-30 cm del suelo, muestreado antes de la aplicación de biosólidos
 N_A = nitrógeno contenido en el agua de riego en forma de nitratos
 N_F = nitrógeno aplicado como fertilizante
 N_{NO} = nitrógeno con origen no orgánico ($N_{NO} = N_A + N_F$)
 N_C = nitrógeno removido por la parte aérea del cultivo
 N_{RR} = nitrógeno residual del perfil 0-90 cm del suelo, muestreado al final del ciclo del cultivo
 N_T = nitrógeno total contenido en el sistema ($N_T = N_C + N_B$)
 N_B = nitrógeno proveniente de los biosólidos en el ciclo de cultivo ($N_B = N_T - N_{NO}$)
 $N_{B(\%)}$ = % de N proveniente de biosólidos = $N_B \cdot 100 / \text{Nitrógeno total orgánico en los biosólidos}$

forma de nitratos a través del perfil del suelo, notándose que con la aplicación de 30 y 40 t ha^{-1} de biosólidos aumentó el contenido de nitratos conforme se incrementó la profundidad del suelo.

Al comparar el N con origen no orgánico ($N_{RI} + N_A + N_F$) en los cultivos estudiados (Cuadro 5.6.), esta forma de nitrógeno fue mayor en los cultivos de ciclo largo como la alfalfa y el sistema avena-maíz, donde se utilizó más agua de riego y por ende se aportó más nitrógeno. El tratamiento testigo con fertilización química tuvo una contribución considerable por esta vía.

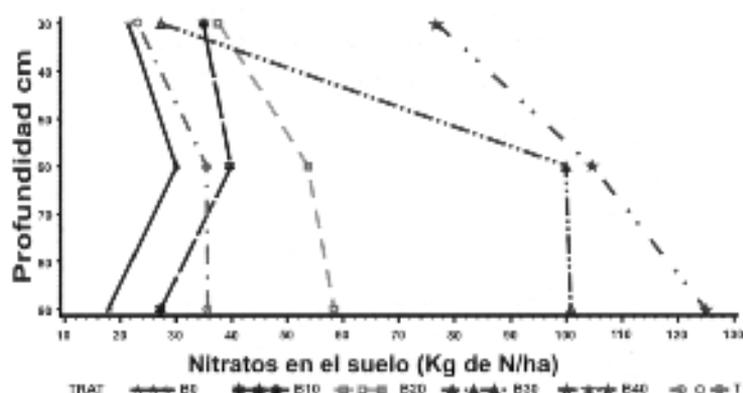


Figura 5.3. Contenido de nitrógeno residual en el suelo al final del ciclo de cultivo de maíz forrajero.

En el Cuadro 5.6. se puede observar que el nitrógeno removido por los cultivos se incrementó conforme aumentó la dosis aplicada de biosólidos y fue una respuesta directa a la producción de materia seca de los cultivos. La alfalfa y el sistema avena-maíz forrajero fueron los cultivos que más extrajeron nitrógeno.

Es importante hacer notar que cuando se utilizó un solo cultivo como el maíz o algodónero, la cantidad de nitrógeno residual en el perfil 0-90 cm del suelo al final del ciclo fue mayor, sobre todo en las dosis 20, 30 y 40 t ha⁻¹ de biosólidos en comparación a la utilización de alfalfa o el sistema avena-maíz forrajero (Cuadro 5.6.).

La cantidad de nitrógeno proveniente de los biosólidos aumentó conforme se incrementó la dosis de biosólidos, sin embargo, el porcentaje fue disminuyendo al incrementarse la dosis de biosólidos, siendo en el sistema avena-maíz forrajero donde se observó el mayor porcentaje de nitrógeno proveniente de los biosólidos (Cuadro 5.6.).

Cuadro 5.6. Contenido de nitrógeno (kg ha^{-1}) en suelo, planta y N proveniente de los biosólidos aplicados al suelo en algodón, alfalfa y en la rotación avena-maíz forrajero.

Biosólidos ton ha^{-1}	N orgánico kg ha^{-1}	N_{NO}	N_C	N_{R1}	N_T	N_B	$N_{B(\%)}$
		Algodón					
T	0	220.8	170.1	77.6	247.7	0	0
0	0	70.8	145.6	106.4	252	0	0
10	401	70.8	227.6	80.9	308.5	237.7	59.3
20	802	70.8	266.8	184.4	451.2	380.4	47.4
30	1203	70.8	217.9	208.9	426.8	356	29.6
40	1604	70.8	305.8	114.7	420.5	349.7	21.8
Alfalfa							
T	0	197.3	385.5	50.9	436.4	0	0
0	0	162.3	406.1	73.3	479.4	0	0
10	401	162.3	474.9	95.1	570	163.9	40.9
20	802	162.3	494	90.3	584.3	178.2	22.2
30	1203	162.3	563.6	119	682.6	276.5	23
40	1604	162.3	590.2	103.9	694.1	288	18
Avena-maíz							
T	0	482	334.6	82.1	416.7	0	0
0	0	142	242.3	63.6	305.9	0	0
10	401	142	342.4	123.5	465.9	323.9	80.8
20	802	142	398.3	87.4	485.7	343.7	42.9
30	1203	142	409.6	82.2	491.8	349.8	29.1
40	1604	142	394.2	139.9	534.1	392.1	24.5
Maíz							
T	0	261	174.2	94.7	268.9	0	0
0	0	81	150.1	69.5	219.6	0	0
10	401	81	184.8	102.2	287.0	206.0	51.4
20	802	81	193.7	150.0	343.7	262.7	32.8
30	1203	81	199.0	228.2	427.2	346.2	28.8
40	1604	81	227.0	306.4	533.4	452.4	28.2

N_{NO} = nitrógeno con origen no orgánico ($N_{NO} = N_B + N_C + N_T$)

N_C = nitrógeno removido por la parte aérea del cultivo

N_{R1} = nitrógeno residual del perfil 0-90 cm del suelo, muestreado al final del ciclo del cultivo

N_T = nitrógeno total contenido en el sistema ($N_T = N_C + N_{NO}$)

N_B = nitrógeno proveniente de los biosólidos en el ciclo de cultivo ($N_B = N_T - N_{NO}$)

$N_{B(\%)}$ = % de N proveniente de biosólidos = $N_B \times 100 / \text{Nitrógeno total orgánico en los biosólidos}$

La concentración y contenido de metales pesados encontrados en suelo y planta de los cultivos estudiados, están muy por debajo de los límites reportados por la literatura (datos mostrados en el Capítulo 3), por lo que estos resultados sugieren que se pueden utilizar los biosólidos como fuente fertilizante con seguridad.

En el 2002, en el Campo Experimental Delicias se desarrolló un estudio factorial con el uso agrícola de biosólidos en maíz forrajero y algodónero (Uribe, 2002), en los cuales se estudiaron tres factores de la producción con dos niveles cada uno: a) El uso de 20 t ha⁻¹ de biosólidos contra la fertilización química tradicional de 180-60-00 para maíz y 150-60-00 para algodónero; b) Las poblaciones 80 mil y 100 mil plantas ha⁻¹; c) Además, estas poblaciones distribuidas en dos distancias entre hileras, la tradicional con 75 cm entre hileras y otra con hileras estrechas a 50 cm. Con la combinación de estos tres factores resultaron ocho tratamientos, los cuales se muestran en el Cuadro 5.7.

En algodón se encontraron diferencias altamente significativas con la aplicación de biosólidos en las variables, rendimiento de algodón en hueso, peso seco de follaje y total de planta, así como en el número de bellotas y altura de planta como lo muestra el Cuadro 5.8.

Se incrementó 8% el rendimiento de algodón en hueso con biosólidos en comparación a la fertilización química, datos que concuerdan con lo reportado por Uribe *et al.* (2002) quienes encontraron incrementos que fluctuaron entre 17 y 28 % en comparación a la fertilización química. Estos datos también concuerdan con lo reportado por Akrivos *et al.* (2000), quienes encontraron que la aplicación de biosólidos provee un significativo mejoramiento en la productividad de la planta de algodónero, donde la sustitución de fertilización química con biosólidos resulta en un incremento del 10% en la producción.

Cuadro 5.7. Tratamientos evaluados en el proyecto de validación de uso agrícola de biosólidos en maíz forrajero y algodónero.

Tratamiento	Maíz forrajero			Algodonero		
	Dosis (kg ha ⁻¹) o biosólidos (t ha ⁻¹)	Distancia entre hileras (cm)	Población (miles ha ⁻¹)	Dosis (kg ha ⁻¹) o biosólidos (t ha ⁻¹)	Distancia entre hileras (cm)	Población (miles ha ⁻¹)
1	180-60-00	50	100	150-60-00	50	100
2	180-60-00	50	80	150-60-00	50	80
3	180-60-00	75	100	150-60-00	75	100
4	180-60-00	75	80	150-60-00	75	80
5	20	50	100	20	50	100
6	20	50	80	20	50	80
7	20	75	100	20	75	100
8	20	75	80	20	75	80

En maíz forrajero únicamente hubo efecto significativo en peso seco de follaje al aplicar biosólidos como fertilizante, incrementándose 663 kg ha⁻¹ (6%) en comparación a la fertilización química (Cuadro 5.9.). En el peso seco total y peso seco del elote existieron incrementos de 7% y 9%, respectivamente, provocados por la aplicación de biosólidos, sin embargo debido al alto coeficiente de variación no fueron detectadas diferencias estadísticas, como lo muestra el Cuadro 5.9. Uribe *et al.* (2002), reportaron incrementos en maíz forrajero que fluctuaron entre 11 y 18% con la aplicación de 10 hasta 40 t ha⁻¹ de biosólidos en comparación a la fertilización convencional. Quinteiro *et al.* (2001), trabajando con dosis de biosólidos desde 5 hasta 40 t ha⁻¹ en los cultivos de cebada y maíz, encontraron que la dosis más adecuada fue 20 t ha⁻¹ y que

la adición de lodos residuales aumenta el rendimiento de los cultivos, incluso cuando la dosis de aplicación no supere los requerimientos de nitrógeno calculados.

Cuadro 5.8. Variables evaluadas en el cultivo de algodón.

Factor principal	Nivel	Rendimiento hueso	Bellotas por m ²	Altura de planta
		kg ha ⁻¹		cm
Biosólidos	20 t ha ⁻¹	6,749 a	146.37 a	114.8 a
	150-60-00	6,257 b	128.14 b	104.3 b
Hileras	75 cm	6,544	137.12	115.8 a
	50 cm	6,491	138.29	104.5 b
Población	100 Plantas ha ⁻¹	6,620	143.38 a	110.1
	80 Plantas ha ⁻¹	6,412	132.10 b	109.5

*Valores seguidos por distinta letra son estadísticamente diferentes.

Cuadro 5.9. Variables evaluadas en el cultivo de maíz forrajero en el experimento factorial y su significancia.

Factor principal	Nivel	Rendimiento en verde	Rendimiento de materia seca total	Porcentaje de mazorca	Número de mazorcas por m ²
		ton ha ⁻¹	kg ha ⁻¹		
Biosólidos	20 t ha ⁻¹	55.1	20.3	35	7.97
	180-60-00	52.9	18.9	34	7.74
Hileras	75 cm	54.4	19.8	36	7.72
	50 cm	53.4	19.3	34	7.99
Población	100 mil Plantas ha ⁻¹	55.4	20.0	34	8.45 a
	80 mil Plantas ha ⁻¹	52.5	19.1	36	7.24 b

CONCLUSIONES

Como conclusión de los estudios anteriores se puede resaltar que la aplicación de biosólidos incrementa el rendimiento en comparación con la fertilización química. Dosis de biosólidos mayores a las necesarias para cada cultivo no incrementan la producción y si incrementan la cantidad de nitrógeno potencialmente lixiviable que puede contaminar el agua subterránea. La aplicación de biosólidos en dosis de acuerdo a un requerimiento agronómico, no afecta la concentración de metales pesados en suelo y planta. La aplicación de biosólidos en la agricultura es una alternativa viable para su reutilización, con la perspectiva de aumentar la fertilidad de suelos con bajo nivel productivo.

LITERATURA CITADA.

- Akrivos, J., D. Mamais, K. Katsara and Andreadakis. A. 2000. Agricultural utilization of lime treated sewage sludge. *Water Science and Technology*. 42: 203-210.
- Ahlstrom, S. B. 1995. Cotton responses to land application of water and wastewater residuals in El Paso county- 1993 and 1994. 1994 final report. Texas Agricultural Experiment Station. Texas A&M Research Station.
- Barbarick, K. A. and Ippolito, J. A. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosolids applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29:1345-1351.
- Barbarick, K. A.; Ippolito, J. A. and Westfall, D. G. 1996. Distribution and mineralization of biosolids nitrogen applied to dryland wheat. *J. Environ. Qual.* 25:796-801.
- Chang, A. C.; Granato, T. C. and Page, A. L. 1992. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for Chromium, Copper, Nickel, and Zinc in agricultural land application of municipal sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 21:527-536.
- Cogger, C. G.; Sullivan, A., D. M.; Bary, I. and Fransen, S. C. 1999. Nitrogen recovery from heat-dried and dewatered biosolids applied to forage grasses. *J. Environ. Qual.* 28:754-759.
- Douglas, B. F. and Magdoff, F. R. 1991. An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *J. Environ. Qual.* 20:368-372.
- EPA. 1993. Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. Final Rules. 40 CFR Part 503. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

- EPA. 1995. A guide to the biosolids risk assessments for the EPA part 503 rule. EPA/832-B-93-005. September 1995. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Wastewater Management. Washington, D.C.
- Figuerola V. U., Flores O. M. A. y Palomo R., M. 2002. Uso de biosólidos en suelos agrícolas. Folleto técnico NO. 3 INIFAP-Campo Experimental Valle de Juárez. México. 17 p.
- Fondahl, L. 1999. Biosolids management in the western region. *Biocycle* July pp. 70-74.
- Fresquez, P. R.; Francis, R. E. and Dennis, G. L. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* 19:324-329.
- Gilmour, J. T. and Skinner, V. 1999. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 28:1122-1126.
- Kinsburky R., S.; Levaron, D. and Yaron, B. 1989. Role of fungi in stabilizing aggregates of sewage sludge amended soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:1088-1091.
- Maguire, R. O.; Sims J. T. and Coale, F. J.. 2000. Phosphorus solubility in biosolids-amended farm soils in the Mid-atlantic region of the USA. *J. Environ. Quality* 29: 1225-1233.
- Miselbrook, T. H.; Shephred, A. and Pain, B. F. 1996. Sewage sludge application to grassland: influence of sludge type, time and method of application on nitrate leaching and herbage yield. *J. Agric. Sci.* 126: 343-352.
- Quinteiro R., M. P.; Andrade C., M. L. y De Blas V., E. 2001. Efecto de la adición de un lodo residual sobre las propiedades del suelo: Experiencias de Campo. *Edafología*, 5:1-10.
- Pagliai, M.; Guidi, G.; LaMarca, M.; Giachetti, M. and Lucamante, G. 1981. Effects of sewage sludge and compost on soil porosity and aggregation. *J. Environ. Qual.* 10:556-561.
- SAS Institute. 1988. SAS/STAT User's guide. Release 6.03 SAS Institute Inc. Cary N.C.
- Seaker, E. M. and Sopper, W. E. 1988a. Municipal sludge for mine reclamation:I. Effects on microbial populations and activity. *J. Environ. Qual.* 17: 591-597.
- Seaker, E. M. and Sopper, W. E. 1988b. Municipal sludge for mine reclamation:II. Effects on organic matter. *J. Environ. Qual.* 17: 598-602.
- SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana-004-SEMARNAT-2002. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales
- Sposito, G.; Lund, L. and Chang, A. C. 1982. Trace elements chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractions of Ni, Cu, Zn, and Pb in solid phases. *Soil Sci. Am. J.* 46:260-264.
- Sullivan, D. 1998. Fertilizing with biosolids. PNW 508. 12 p. Oregon State University.

- Tester, C. F. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sand soil. *Soil Sci. Am. J.* 54:827-831.
- Uribe M., H. R. 2002. Arreglo topológico y uso de biosólidos como fertilizante en algodón y maíz forrajero. Informe de investigación. CEDEL-INIFAP.
- Uribe M., H. R.; Chávez S, N. y Espino V., S. 2000. Los biosólidos como mejoradores de suelos agrícolas y avances de su evaluación en la región de Delicias. Folleto para Productores No. 7. CEDEL-INIFAP. México.

USO DE BIOSÓLIDOS EN SISTEMAS PRODUCTIVOS PECUARIOS Y FORESTALES

Miguel Palomo Rodríguez¹, Pedro Jurado Guerra² y Uriel Figueroa Viramontes¹

¹INIFAP, Campo Experimental La Laguna, palomo.miguel@inifap.gob.mx;

²INIFAP, Campo Experimental Campana-Madera

INTRODUCCIÓN

El deterioro ambiental ocasionado en las recientes décadas por la deforestación de bosques, selvas, sabanas, manglares y humedales, debido a la actividad antropogénica: como la construcción de infraestructura, y el cambio del uso del suelo, dado al crecimiento no planeado en los centros de población, invasión de cauces, destrucción de manglares, expansión de zonas agrícolas de temporal y pecuarias, han propiciado que con mayor frecuencia se vean afectados los ecosistemas con un valor social significativo y un elevado costo económico y ambiental. (CONACYT-CNA, 2004).

En México se estima que la deforestación de la cubierta vegetal anualmente es del orden de 600 mil hectáreas (bosque, selva, sabana y humedales), lo cual altera las características hidrológicas de la cuenca, como son el volumen de escurrimiento, capacidad de arrastre, sedimentación de cauces y cuerpos de agua. En éste contexto, la pérdida del bosque genera degradación y mayor pérdida de suelo, menores tiempos de concentración y una variación en los volúmenes de escurrimiento. Por lo tanto es necesario determinar los parámetros hidrológicos, coeficientes de escurrimiento, número de eventos de escurrimiento e infiltración y que se modifican para los diferentes escenarios de cubierta vegetal de los bosques (CONACYT-CNA, 2004).

Las consecuencias de la destrucción de la capa arbórea en todo el mundo, constituye un problema grave con consecuencias múltiples; dentro de los efectos se encuentra la reducción de la productividad general de la zona, donde el suelo está sujeto a la erosión, alteración del ciclo hidrológico, disminución en buena medida de la biodiversidad y la reducción de las reservas de nutrientes y biomasa antes almacenadas en los restos de árboles y hojas.

México es conocido por la alta biodiversidad en sus sistemas de producción forestales y de agostaderos; la vegetación desempeña un papel importante en la biodiversidad, sin embargo el aprovechamiento forestal y el sobre pastoreo han causado diversos impactos en la redistribución de la vegetación, cambios en el régimen hidrológico, disminución de la biodiversidad y una mayor vulnerabilidad a los incendios (Solís *et al.*, 2006). Las prácticas silvícolas afectan de manera importante la estructura y composición de las comunidades vegetales, mismas que intervienen en los procesos edáficos e hidrológicos y forman parte del hábitat de la fauna silvestre.

Aunado a lo anterior, destacan además problemas de erosión hídrica y eólica, así como pérdida de la fertilidad y desertificación. En el proceso de erosión hídrica del suelo, se tiene que destacar la desaparición total o extinción de valiosas especies forrajeras, lo que constituye no solo una menor producción, sino también la pérdida de material genético imposible de recuperar y que se conoce como erosión genética. En el presente capítulo se presentan y discuten los efectos, ventajas y desventajas del uso de biosólidos en suelos de agostaderos y bosques

Aprovechamiento de biosólidos

La importancia de aprovechar los biosólidos en suelos degradados por problemas de erosión hídrica-eólica, pérdida de la fertilidad y desertificación, es destacada por Celis *et al.*, (2006). Una de las soluciones a la disposición

final de biosólidos generados en plantas de tratamiento de agua residual (PTAR), es aprovechar su uso en plantaciones forestales, donde los suelos presentan un déficit nutrimental y/o se encuentran degradados debido a una explotación sistemática (Toro, 2005), así también se pueden aprovechar en bosques que han sufrido la inclemencia de incendios voraces, lo que permite su regeneración (Varela *et al.*, 2006). Bajo este planteamiento la materia orgánica de los suelos favorece los procesos químicos al aumentar la capacidad de intercambio catiónico, mejora la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo y favorece la actividad de los microorganismos del suelo.

Los biosólidos son un subproducto orgánico que tiene potencial como mejorador de suelos agrícolas, en agostaderos y bosques; generalmente los criterios de aplicación de los residuos orgánicos al suelo más utilizados, se basan en el cálculo de las necesidades de nitrógeno y en segundo lugar de fósforo (Ojeda, 2005). Más allá del beneficio potencial que ofrecen los biosólidos en los sistemas de producción agrícolas, se tiene evidencia del potencial que ofrece a los agostaderos (Jurado *et al.* 2004, 2004a; 2006; 2007) y matorrales desérticos (Potisek *et al.* 2006), así como a sistemas forestales (Toro, 2005; Cortina *et al.* 2001; Valdecantos *et al.* 2004), entre otros. Los alcances que ofrece el uso de biosólidos permiten mejorar las condiciones de deterioro en las que se encuentran diversas cuencas del país donde se puede regenerar la cubierta vegetal.

Una vez que los biosólidos cumplen con la normatividad (Capítulo 2) en cuanto a su estabilización para disminuir la carga bacteriológica y contenido de metales pesados (Figueroa *et al.* 2002 y 2002a; Cortina *et al.* 2003), es deseable aprovecharlos en aplicaciones al suelo por su alto valor nutrimental, ya que el costo que representa su disposición final es la mejor opción, tal como lo señalan Marambio y Ortega (2004), Cuadro 6.1.

Cuadro 6.1. Costos que representa la utilización de biosólidos expresado en dólares por tonelada de materia seca.

Utilización	Costo promedio (Dólares)		
	(US EPA, 1997)	(Tennessee, 1996)	Georgia (1995)
Aplicación al suelo	65-290	80	126
Relleno sanitario	120-325	- - -	357
Incineración	150-400	250	214

Fuente: Marambio y Ortega (2004)

UTILIZACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN SISTEMAS PECUARIOS

El manejo inapropiado de algunos aspectos de la ganadería extensiva y la sequía son dos factores relevantes en la degradación de pastizales nativos de México (Melgoza *et al.* 1998; Jurado *et al.*, 2006a). Para el 2005, el 95% de los pastizales y el 70% de áreas de matorral, en las zonas áridas y semiáridas de México se encontraban deteriorados (SEMARNAT, 2005), mientras que alrededor del 50% de los pastizales medianos de Chihuahua y Zacatecas presentan alteraciones de moderadas a extremas en su estructura vegetal (Royo *et al.*, 2005). Esto ha disminuido la productividad y la capacidad de proporcionar servicios ambientales de los agostaderos, por lo que es necesaria la generación de tecnologías sustentables para la rehabilitación de pastizales deteriorados. Una de las alternativas para el mejoramiento de estos ecosistemas es la recuperación de la fertilidad del suelo la cual se ha perdido por erosión y sobre pastoreo. La aplicación de materiales orgánicos para recuperar dicha fertilidad de suelo podría ser una alternativa sustentable a largo plazo.

Restauración de suelos

La humedad de suelo es un factor importante en el funcionamiento de los ecosistemas de pastizales áridos y

semiáridos. Con la aplicación de biosólidos se han observado una mayor infiltración del agua así como una mayor retención de humedad en el suelo (Moffet *et al.* 2005; Hahm y Wester, 2004; Jurado *et al.*, 2006b). La aplicación superficial de biosólidos en pastizales es una alternativa para el aprovechamiento de la materia orgánica y los nutrientes. Los primeros trabajos sobre el uso de biosólidos en pastizales se realizaron en los años ochentas.

Whitford *et al.* (1989), observaron que la aplicación superficial de biosólidos en dosis de 1 t ha^{-1} en pastizales de Nuevo México incrementó la infiltración, retención de humedad en el suelo y la población de nemátodos en suelo, lo cual puede beneficiar a las plantas presentes. Posteriormente, Dennis y Fresquez (1989) señalan efectos benéficos de la aplicación de biosólidos sobre la población microbial del suelo en pastizales degradados del centro de Nuevo México, lo cual tiene un efecto directo sobre la fertilidad del mismo. En este trabajo, la dosis de biosólidos (22.5 , 45 y 90 t ha^{-1}) presentó un efecto proporcional sobre las bacterias aeróbicas heterotróficas, hongos (e.g. *Mucor* spp. y *Penicillium chrysogenum*) y bacterias oxidantes del amonio (Nitrosomonas).

En general, la fertilidad del suelo se incrementa con la aplicación de biosólidos; a este respecto Fresquez *et al.* (1990), evaluaron la aplicación superficial de biosólidos en dosis de 22.5 hasta 90 t ha^{-1} MS, en un pastizal degradado de zacate navajita (*Bouteloua gracilis*). Los resultados indican incrementos en el contenido de algunos macro y micronutrientes en el suelo, así como un efecto neutral de pH y nulo incremento en el contenido de algunos metales pesados.

Beneficio agronómico

Se han realizado estudios sobre el aprovechamiento de biosólidos en pastizales (Jurado *et al.* 2004a; 2007), en el Campo Experimental Vaquerías del INIFAP, en el

estado de Jalisco; el tipo de vegetación predominante es un pastizal mediano abierto de *Boutelous-Lycurus* con invasión de huizache (*Acacia schaffneri*) y nopal (*Opuntia* spp). El sitio de estudio tiene un potencial de producción de 446 kg ha⁻¹ MS de forraje utilizable y le corresponde un coeficiente de agostadero de 11 cabezas de ganado ha⁻¹. Los biosólidos utilizados provienen de un tratamiento aeróbico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Aguascalientes. En la investigación se evaluaron siete tratamientos con dosis crecientes de biosólidos a partir de: 0 (control), 15, 30, 45, 60, 75 y 90 t ha⁻¹ de MS de biosólidos. Muestreos de humedad del suelo realizados periódicamente, señalan que las mayores dosis de biosólidos aplicadas al suelo, permiten aumentar los contenidos de humedad en el primer año y los aumentos van desde un 13 hasta un 72 por ciento, asociado a la dosis aplicada de biosólidos. Este efecto no se observó para el segundo año después de que se aplicaron los biosólidos (Jurado *et al.*, 2004a).

El mismo estudio destaca que los suelos disminuyen progresivamente los valores de pH, producto de las dosis crecientes de biosólidos; a mayor cantidad de biosólidos menor valor de pH registrado en el estrato 0-20 cm de profundidad para diferentes fechas de muestreo, aunque los valores de pH de los biosólidos fue de 6.7 en promedio y el suelo testigo posee valores de 6.3 para pH en promedio a una profundidad de 0-20 cm. Para el caso P aprovechable, N amoniacal y nitratos, se registra un aumento creciente con el aumento de las dosis de biosólidos.

La concentración de P aprovechable va desde 4 mg kg⁻¹ para el testigo, hasta 45 mg kg⁻¹ como valor promedio para diversas fechas de muestreo y que corresponden para la dosis de 90 ton MS ha⁻¹ de biosólidos. El N amoniacal registra igualmente aumentos importantes en la concentración del suelo, asociados a la alta aplicación de biosólidos; la concentración de N-NH₄ va desde 6 mg kg⁻¹, hasta un promedio de 101 mg kg⁻¹ para la mayor dosis de

biosólidos aplicados al suelo, que es 90 ton ha^{-1} de MS. Finalmente para nitratos se registran aumentos que van desde 25 mg kg^{-1} para el testigo, hasta $45\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$ para las mayores dosis de biosólidos aplicados al suelo (Jurado *et al.*, 2004a).

En el comportamiento agronómico de zacate navajita (*Bouteloua gracilis*), se registra un aumento progresivo en la altura promedio de plantas, para diferentes fechas de muestreo, lo que está asociado a la aplicación de dosis crecientes de biosólidos; la mayor altura de plantas promedio es del 90 por ciento al compararla con el testigo sin incorporaciones nutrimentales al suelo y que en general

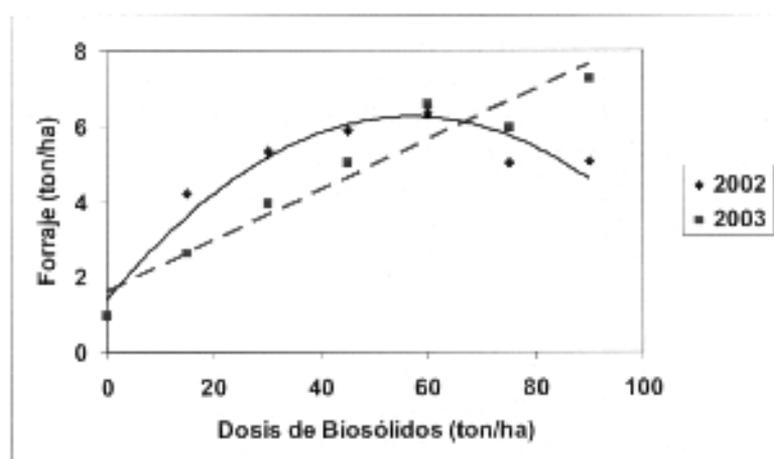


Figura 6.1. Producción de forraje de zacate Navajita (*Bouteloua gracilis*) con Biosólidos en Ojuelos, Jalisco. 2002 y 2003. (Adaptado de Jurado *et al.*, 2006 b).

corresponden para las dosis de 75 y 90 t ha⁻¹ de MS de biosólidos. La producción de forraje de zacate navajita al final de la época de crecimiento se incrementó significativamente y presentó una tendencia cuadrática a medida que se incrementó la dosis de biosólidos (Figura 6.1.).

La mayor producción de forraje fue de 5.63 t ha⁻¹ MS de zacate navajita en el tratamiento de 60 t ha⁻¹ MS de biosólidos y fue similar a los tratamientos de 30, 45, 75 y 90 t ha⁻¹ de MS. En el tratamiento control la producción de forraje fue de 0.57 t ha⁻¹ de MS de zacate navajita y fue menor a todos los demás tratamientos (Jurado *et al.*, 2004a).

Otras investigaciones reportan efectos favorables sobre la producción de especies forrajeras en pastizales áridos y semiáridos. Por ejemplo, Fresquez *et al.*, (1990) encontraron que los biosólidos aplicados superficialmente en dosis de 22.5 a 90 t ha⁻¹ incrementaron la producción de forraje del pastizal semiárido compuesto principalmente por zacates navajita y navajita velluda. Benton y Wester (1998) y Jurado y Wester (2001) también encontraron resultados similares con incrementos de producción forrajera en zacates toboso y zacatón alcalino con aplicaciones superficiales de biosólidos domésticos en dosis de 7 a 90 t ha⁻¹ en pastizales áridos de Texas.

Similarmente, Sifuentes (2007) evaluó el crecimiento y la producción de materia seca del pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L) por efecto de la aplicación de biosólidos, así como el aporte de nutrimentos N-P-K; los tratamientos de estudio fueron 20.6 y 41.2 t Ha⁻¹ de biosólidos, que equivalen a 100 y 200 kg ha⁻¹ de N respectivamente. La dosis alta de biosólido (200 kg ha⁻¹ de N) generó el mayor porcentaje de materia seca (86.6 %), seguida del testigo (83.53 %) y el biosólido bajo (100 kg ha⁻¹ de N) con una producción del 83.30 % (Figura 6.2.).

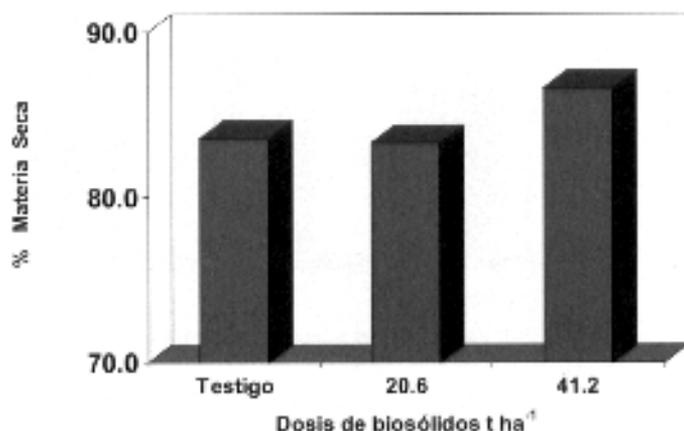


Figura 6. 2. Producción de materia seca en pasto buffel, a la aplicación de dos dosis de biosólidos (100 y 200 kg ha⁻¹ de N) comparado con un testigo sin aportación nutrimental (Adaptado de Sifuentes, 2007).

El mismo estudio indica que la absorción de N en el tejido vegetal del pasto buffel, fue mayor en el pasto tratado con la dosis alta de biosólido (Figura 6.3.), debido entre otras razones por la disponibilidad de N inorgánico; aunque no se indica la proporción de N orgánico que presentaban los biosólidos, es de esperar que solo una baja proporción del mismo se mineralizó y estuvo disponible al pasto buffel. Para el caso de P el comportamiento que se registró para el follaje, nos indica que el mejor tratamiento de asimilación correspondió al tratamiento de 100 kg ha⁻¹ de N, seguido por 200 kg ha⁻¹ de N y el testigo de comparación, al que no se aportó ningún nutrimento (Figura 6.4.).

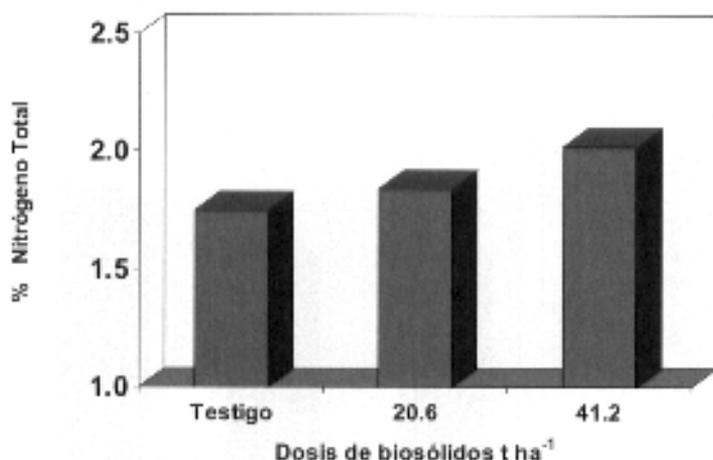


Figura 6. 3. Porcentaje de N total en tejido vegetal de pasto buffel en diferentes tratamientos con aplicación de biosólidos. (Adaptado de Sifuentes, 2007).

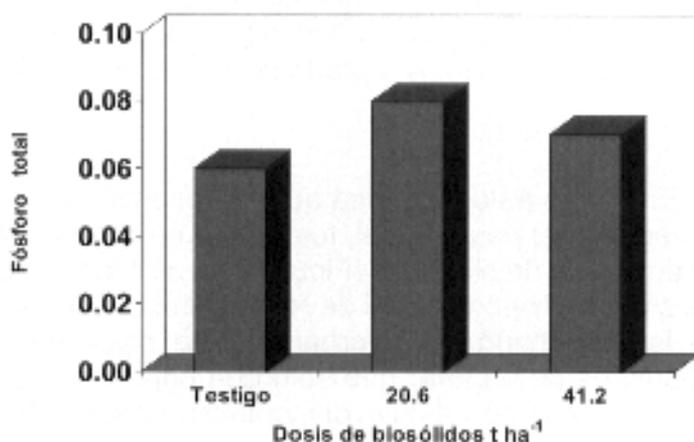


Figura 6. 4. Contenido de fósforo total (mg kg⁻¹) en Tejido vegetal de pasto buffel en diferentes tratamientos con aplicación de biosólidos. (Adaptado de Sifuentes, 2007).

Diversos estudios han involucrado el efecto benéfico de los biosólidos, sobre el contenido de proteína cruda, el cual se incrementa significativamente siguiendo una tendencia cuadrática a la aplicación de biosólidos durante el primer año de estudio (Figura 6.5.); el tratamiento de mayor aplicación de biosólidos presentó el mayor contenido de proteína cruda con 10.5 por ciento similar a la dosis de 75 ton ha⁻¹ de MS de biosólidos (Jurado *et al.*, 2006 b).

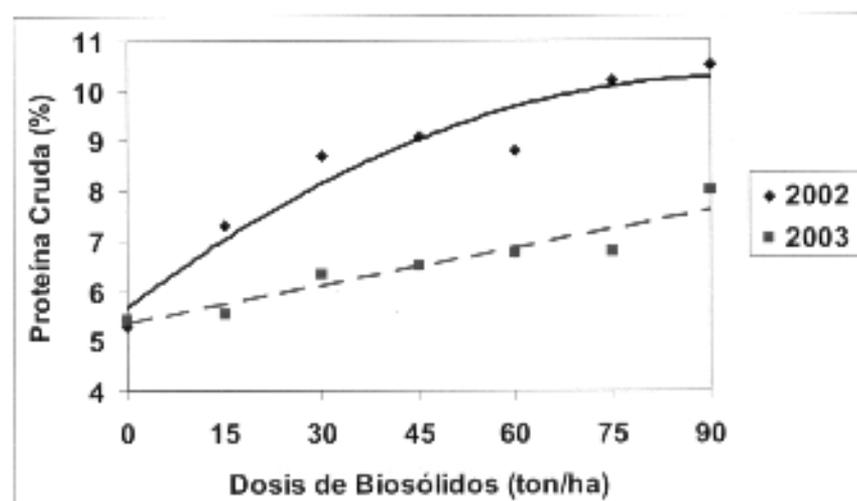


Figura 6. 5. Contenido de proteína cruda del zacate navajita con biosólidos en Ojuelos, Jalisco (Jurado *et al.*, 2006 b).

Así también se ha evaluado la respuesta en la digestibilidad in situ de la materia seca (DISMS) de zacate navajita; al respecto Jurado *et al.* (2004 a), indica que la respuesta se encuentran igualmente asociada a las altas dosis de biosólidos aplicados al suelo; los valores más altos de DISMS fue de 44.4 por ciento y se presentó en la dosis de 90 t ha⁻¹ de MS de biosólidos y fue similar a la dosis de 75 t ha⁻¹ de MS (Figura 6.6.). Adicionalmente la investigación agrega que la producción de forraje de zacate navajita

del tratamiento control (0.57 t ha^{-1}), muestra una capacidad de carga animal de 13.1 ha por Unidad Animal (UA) con un 60 % de utilización del forraje total y un consumo de 4.5 t MS de forraje por UA por año. Con la mayor producción de forraje que es 5.63 t ha^{-1} , obtenida con el tratamiento de 60 t ha^{-1} de MS de biosólidos, la capacidad de la carga animal se aumenta considerablemente hasta 1.33 ha por UA por año (Jurado *et al.*, 2004a).

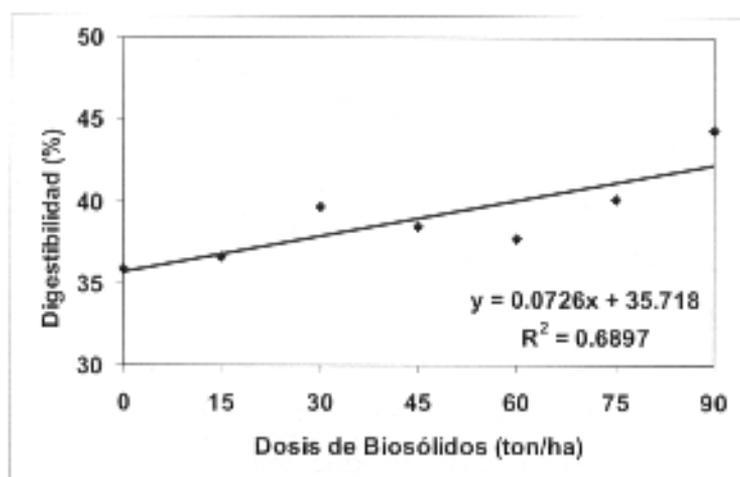


Figura 6.6. Digestibilidad "In Situ" de la materia seca del zacate navajita con biosólidos en Ojuelos, Jalisco. (Adaptado de Jurado *et al.*, 2006 b).

Fecha de aplicación de biosólidos

Los biosólidos como todos los materiales orgánicos presentan un comportamiento similar cuando se aplican como mejoradores de suelo. Después de la aplicación de biosólidos, la materia orgánica de los biosólidos tiene que pasar por un proceso de descomposición a través de los microorganismos del suelo para que los nutrientes de los biosólidos estén disponibles para las plantas. Por lo tanto,

existe un lapso de tiempo para que este proceso se lleve a cabo el cual depende de algunos factores como la humedad y temperatura del suelo y la relación C:N de los biosólidos entre otros (Tisdale *et al.*, 1993). Por lo anterior, la fecha de aplicación de biosólidos podría ser importante en la disponibilidad de nutrientes para la vegetación presente en ecosistemas naturales.

Estudios en relación a lo anterior, demuestran que las aplicaciones en el invierno (enero-marzo) han dado mejores resultados incrementando más la producción de forraje de zacates navajita (*Bouteloua gracilis*), toboso (*Hilaria mutica*) y zacatón alcalino (*Sporobolus airoides*) que las aplicaciones en el verano (Julio) en pastizales áridos (Benton y Wester, 1998; Jurado y Wester, 2001). Esta respuesta se debe parcialmente al mayor incremento en el nitrógeno disponible del suelo con las aplicaciones de biosólidos en el invierno que con las aplicaciones de verano, observado durante la temporada de crecimiento de los zacates mencionados (Jurado *et al.*, 2006).

Efectos residuales

Debido a su alto contenido de materia orgánica, los biosólidos muestran una descomposición lenta de la misma, observándose una liberación lenta de los nutrientes. Esto ha sido corroborado en investigaciones recientes donde los biosólidos aun después de 9 años, muestran efectos positivos en la fertilidad del suelo en pastizales semiáridos (White *et al.*, 1997).

Otros autores también han observado efectos residuales después de dos hasta cuatro años sobre la producción de forraje de zacates forrajeros como el toboso, navajita y zacatón alcalino en pastizales áridos y semiáridos (Fresquez *et al.* 1990; Benton y Wester, 1998; Jurado y Wester, 2001).

Efectos adversos

Además de las ventajas de la aplicación de biosólidos en pastizales también se han observado algunas desventajas. Uno de los efectos inmediatos es la disminución del pH y un aumento en la conductividad eléctrica del suelo los cuales son proporcionales a la cantidad de biosólidos aplicada (Fresquez *et al.* 1990; Jurado *et al.*, 2006). Esto podría afectar negativamente en el crecimiento de la vegetación, sobre todo en suelos ácidos, sin embargo, lo anterior no se ha presentado bajo las condiciones de los estudios realizados.

UTILIZACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN PLANTACIONES FORESTALES

Desde el punto de vista físico, los biosólidos incorporados al suelo mejoran la agregación de partículas y aumentan la estabilidad de los agregados (Ojeda, 2005); las aplicaciones de biosólidos reducen las tasas de erosión y se restaura la cobertura vegetal de los sitios tratados. Sin embargo, para aprovechar el potencial de los biosólidos en las plantaciones forestales, es necesario identificar las áreas potenciales, que sean económicamente factibles para la aplicación de estos residuos orgánicos (Toro, 2005).

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; Cortina *et al.* (2001), destacan que la aplicación de biosólidos en bosques era común en Estados Unidos en la década de los 80, así como en Australia y Nueva Zelanda, donde se tiene una larga tradición en el uso de aguas residuales y biosólidos en plantaciones forestales; el mismo informe destaca que en Reino Unido la utilización de biosólidos se aplica durante la plantación y después de una entresaca, lo que es considerado como una alternativa interesante y finalmente se señala que en Francia, el agua residual y los biosólidos han sido aplicados con objetivos experimentales y de gestión.

Valdecantos (2001) señala que en Francia, Alemania e Italia también existen ejemplos de utilización de lodos en el sector forestal; en España, distintos centros de investigación, universidades y empresas relacionadas con la depuración y gestión de aguas residuales, han desarrollado numerosos proyectos de investigación relacionados con la utilización de biosólidos en los sectores agrícola, forestal e industrial, como lo es la restauración de canteras en los últimos años.

Valdecantos *et al.* (2004), indica que en el sector forestal, los suelos desfavorables desde el punto de vista de su profundidad, necesitan reservas de nutrientes más abundantes para asegurar convenientemente la nutrición de las plantas, y la fertilización es una ayuda contra las consecuencias de los impedimentos físicos. El enriquecimiento en determinados nutrientes de suelos forestales típicos supone una mayor proliferación de las raíces de la vegetación natural, apuntando a una limitación del desarrollo de la misma, especialmente por fósforo (Valdecantos, 2001).

En ambientes donde el agua es deficitaria, y en buena parte de las zonas mediterráneas lo es, se ha observado que la adición de materia orgánica a los suelos, ayuda de manera determinante a la recuperación de la fertilidad de los mismos; algunas experiencias de fertilización de diferentes especies vegetales forestales mediterráneas han revelado que el P es el nutriente más limitante para el desarrollo vegetal, sin embargo, existen comunidades vegetales, como encinares adultos o matorrales heliófilos, que han mostrado mayor respuesta a la fertilización nitrogenada que a la aplicación de P (Valdecantos *et al.*, 2004).

Efecto de biosólidos sobre las plantaciones forestales

Prescott y Blevins (2005) indican que al evaluar la aplicación de biosólidos en especies jóvenes de coníferas de Vancouver, se encontró que después de 11 años de que se aplicaron los tratamientos de estudio, el porcentaje de

incremento en altura de las especies evaluadas con tratamiento de biosólidos y fertilizantes fueron del 24 y 29 por ciento respectivamente en Cedro, 70 y 63 por ciento para Falso Abeto, en tanto fueron del 147 y 84 por ciento para Abeto.

El diámetro medio de los árboles plantados once después de los tratamientos de estudio, mostraron tendencias similares con respecto a efectos del tratamiento como altura. Los aumentos del diámetro en respuesta a los biosólidos y a los tratamientos del fertilizante fueron 36 y 45 por ciento en Cedro; 81 y 70 por ciento en Falso Abeto y del 62 y 32 por ciento para Abeto (Figura 6.7.).

Los mayores volúmenes de producción de madera (Figura 6.8.), y altura corresponden a la aplicación inorgánica de N-P, seguido del uso de biosólidos en Cedros; la mejor alternativa para la aplicación de biosólidos se observó para Falso Abeto, donde la respuesta de coníferas es contrastante, ya que para Abeto las alternativas de suministro nutrimental no respondieron al igual que Cedro y Falso Abeto.

Cuadro 6. 2. Altura promedio para tres coníferas, en tratamientos de fertilizantes inorgánicos y biosólidos.

Tratamiento	Altura (cm)		
	Cedro	Falso Abeto	Abeto
Testigo	288.2	216.7	96.4
Fertilizante	351.4	220.8	109.3
Biosólidos	345.1	283.3	140.0

Cedro (*Thuja aplicata* Donn ex D. Don), Falso Abeto (*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg) y Abeto (*Abies amabilis* (Dougl.) Forbes).

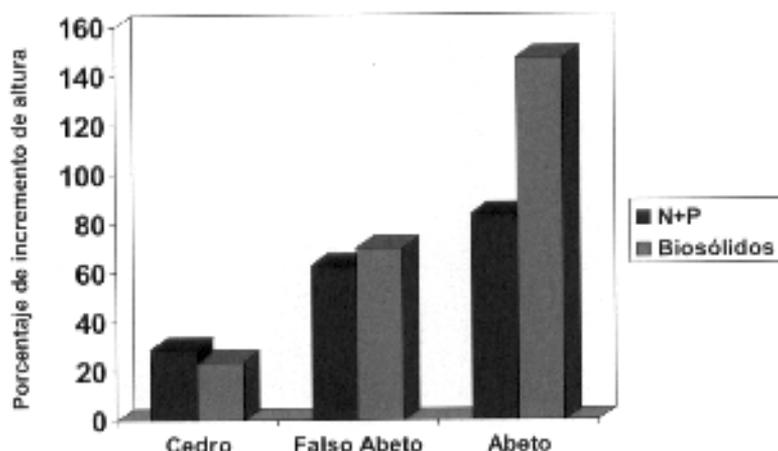


Figura 6. 7. Porcentaje de incremento de altura de tres plantaciones forestales después de once años del uso de fertilizantes químicos y de biosólidos municipales (diámetro medio de árboles tomado a una altura de 13 m) (Adaptado de Prescott y Blevins, 2005).

La respuesta observada por Valdecantos *et al.*, (2004) en plantaciones forestales, es el incremento en la concentración de N y P en los tejidos foliares debido a que en general, limitan más el crecimiento vegetal y a que son éstos los nutrientes que se encuentran en mayor cantidad en los biosólidos; resulta menos frecuente encontrar un aumento en la concentración foliar de K por idénticos motivos y de la misma manera, el estado nutricional de la vegetación que se desarrolla de forma natural en las zonas de plantación también puede mostrar un aumento de la concentración de nutrientes en hoja, mostrando posibles fenómenos de competencia, que pueden ejercer un papel importante en el crecimiento de la vegetación introducida.

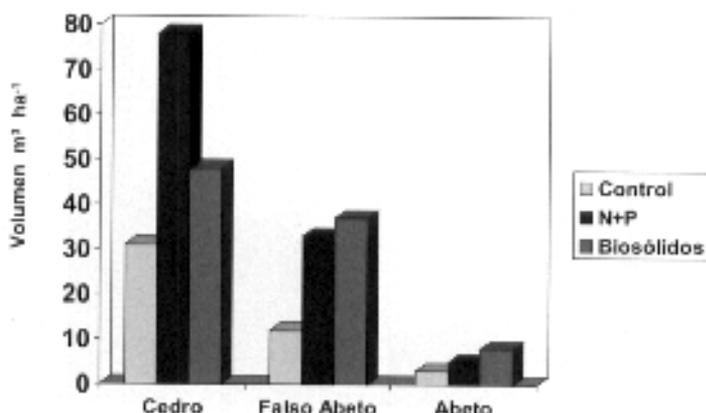


Figura 6. 8. Volumen de madera generado después de 11 años del uso de fertilizantes químicos y de biosólidos municipales. (Adaptado de Prescott y Blevins , 2005).

Rehabilitación de bosques incendiados

Los incendios de bosques destruyen la vegetación y afectan las condiciones de fertilidad de los suelos, disminuyen la disponibilidad de nutrientes, el contenido de materia orgánica y la humedad, así también condicionan la capacidad de regeneración de las especies vegetales (Varela *et al.*, 2006). La recuperación de la vegetación después de un incendio depende, en gran medida, del régimen de perturbaciones al que ha estado expuesta la comunidad a lo largo de su historia evolutiva, del tamaño y composición del banco de semillas, de la capacidad de rebrote de las especies vegetales y de las condiciones ambientales que permitan la expresión de las mismas (Kozłowski, 2002).

El efecto del fuego sobre los bancos de semillas es más intenso en los estratos superficiales del suelo donde

predominan los bancos transitorios que no perduran en el suelo por más de un año y son dominados por gramíneas e hierbas (Ferrandis *et al.*, 1999). A mayor profundidad, predominan bancos de tipo persistente con mayor abundancia de hierbas perennes y arbustos. Este tipo de banco, si bien constituye una reserva protegida a mayor profundidad, puede tener dificultades para germinar debido al impedimento físico del estrato superior. Sin embargo, ante un disturbio que remueva la capa superficial del suelo, este impedimento desaparece y se facilita la germinación y recolonización de la vegetación (Houle y Phillips, 1988).

Experiencias con el uso de composta de biosólidos en bosques quemados de *Nothofagus pumilio* (Lenga) del noreste de la Patagonia, muestran problemas de baja regeneración posteriores al fuego (Varela *et al.*, 2006); la incorporación de compostas de biosólidos incorporó semillas viables y favoreció el aumento del número de plántulas e incrementó el número de especies y favoreció pobremente la recuperación de la vegetación nativa; el mismo estudio agrega que para la restauración del sistema es necesario recuperar el contenido de materia orgánica, la disponibilidad de nutrimentos y la capacidad de almacenamiento del agua, lo cual facilita la expresión del banco de semillas y la supervivencia de plántulas.

LIMITACIONES EN EL USO DE BIOSÓLIDOS

Existen numerosos estudios en los que no se ha observado efecto alguno de la aplicación de biosólidos sobre la producción vegetal, o incluso estudios en los que se ha observado efectos negativos. Estos últimos están relacionados con toxicidad y desequilibrio nutricional. Cuando los biosólidos provienen de zonas industriales, pueden contener elevadas concentraciones de metales pesados, lo que obliga a vigilar la regulación de su uso de acuerdo a las normas vigentes.

El incremento de los metales pesados depositados a las plantaciones forestales, con frecuencia se traduce en una disminución de la acumulación de biomasa, además de modificaciones en la morfología, la anatomía y la arquitectura del sistema radical, y de otros desajustes morfológicos y funcionales. Además de la concentración de metales pesados, otras características de los biosólidos, como la presencia de patógenos, puede limitar su aplicación.

CONCLUSIONES

Uno de los puntos centrales de mayor riesgo y que se debe cuidar fehacientemente, es el riesgo de contaminar los acuíferos por nitratos, dado el alto índice de eventos de precipitación y escurrimientos que están influenciados por la cobertura vegetal y pendiente del terreno; la determinación precisa de los eventos de lluvia, en cuanto a periodicidad e intensidad, pueden auxiliar la toma de decisiones sobre el momento de aplicar los biosólidos. Los volúmenes de biosólidos deben corresponder solamente a la tasa agronómica de N y P demandada por la plantación.

LITERATURA CITADA

- Aguilera, S. y Rodríguez, M. 2005. Desarrollo de Prácticas sustentables de reciclaje de biosólidos en Plantaciones Forestales. Editorial Los Andes. ISBN 956-299-675-1. Universidad de Chile, Santiago. 254 p.
- Benton, M.W. and Wester D., B. 1998. Biosolids effects on tobosa grass and alkali sacaton in a Chihuahuan desert grassland. *Journal of Environmental Quality*, 27:199-208pp.
- Cellis, J., Sandoval, M.; Erick, Z. and Briones, M. 2006. Effect of sewage sludge and salmon wastes applied to a Patagonian soil on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination. *J. Soil Sc. Plant Nutr.* 6(3):13-25
- CONACYT-CNA. 2004. Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo sobre el agua. Demandas específicas del sector. Convocatoria CNA-CONACYT 2004/01, México, D. F.
- Cortina, J.; Valdecantos, A.; Fuentes, D.; Casanova, G.; Vallejo V, R ; Bertrana, J. M; Llavador, F. y Ruano M., R. 2001. El uso de biosólidos en el sector forestal valenciano. *Floresta* 13:64-69pp

- Cortina, J.; Fuentes, D.; Valdecantos, A; Vallejo V., R.; Llavador, F.; Bertrana D., S. y Martínez A., J. 2003. Aplicaciones de los residuos orgánicos en la restauración ecológica. *Intec Urbe Revista de Ingeniería Técnica, Urbana y Medio Ambiente*. 25(4): 30-34pp
- Dennos, G., L. and Fresquez P., R. 1989. The soil microbial community in a sewage sludge atended semi-arid grassland. *Biol. Fertil. Soils*. 7: 310-317 pp.
- Ferrandis, P.; Herranz D. and Martinez J., M. 1999. Effect of fire on hard-coated Cistaceae seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol*. 144:103-114pp.
- Figueroa, V. U.; Flores O., M. A. y Palomo R., M. 2002. Uso de biosólidos en suelos agrícolas. INIFAP-Campo Experimental Valle de Juárez. Folleto técnico No. 3, Chihuahua, México. 17 p.
- Figueroa, V. U.; Flores O., M. A.; Palomo R., M.; Corral D., B. y Flores M., J. P. 2002a. Uso de biosólidos como fertilizante orgánico en el Valle de Juárez, Chihuahua. *Memorias XIV Semana Internacional de Agronomía FAZ-UJED*. Venecia Durango (México). p. 292-299
- Fresquez, P., R.; Francis R., E. and Dennis G. L. 1990. Soil and vegetation responses to sewage sludge on a degraded semiarid broom snakeweedblue grama community. *Journal of Range Management*. 43: 325-331pp.
- Hahm, M. J. and Wester D., B. 2004. Effects of surface-applied biosolids on grass seedling emergence in the Chihuahuan desert. *Journal of Arid Environments*. 58:19-42.
- Houle, G. and D. Phillips, 1988. The soil seed bank of granite outcrop plant communities. *Oikos* 52:87-93pp.
- Jurado, G., P and Wester D., B. 2001. Effects of biosolids on tobosa grass growth in the Chihuahuan desert. *Journal of Range Management*. 54:89-95pp.
- Jurado, G. P.; Wester D., B. and Fish E., B. 2006. Soil nitrate nitrogen dynamics after biosolids application in a tobosa grass desert grassland. *Journal of Environmental Quality*. 35: 641-650pp.
- Jurado, G., P.; Melgoza C, A.; Royo, M.; Sierra, J. y Carrillo, R. 2006a. Impactos del pastoreo controlado y tradicional en ranchos ganaderos de Chihuahua. Folleto Técnico No. 15. Sitio Experimental La Campana-Madera-CIRNOC-INIFAP. Chihuahua, México.
- Jurado, G., P.; Luna L., M.; Barretero H., R.; Royo M., M. y Melgoza C., A. 2006b. Producción y calidad de forraje y semilla del zacate navajita con la aplicación de biosólidos en un pastizal semiárido de Jalisco. *Técnica Pecuaria en México*. 44(3):289-300pp.

- Jurado, G., P.; Arredondo, T.; Flores, E.; Olalde, V. y Frías, J. 2007. Efecto de los biosólidos sobre la humedad y nutrientes del suelo y producción de forraje en pastizales semiáridos. *Terra Latinoamericana*. 25: 211-218.
- Jurado, G. P.; Luna L., M. y Barretero H., R. 2004. Aprovechamiento de biosólidos como abonos orgánicos en pastizales áridos y semiáridos. *Técnica Pecuaria en México*. 42(3):379-395pp
- Jurado, G. P.; Luna L., M. y Barretero H., R. 2004a. Aprovechamiento de biosólidos para la rehabilitación de pastizales en zonas semiáridas. Folleto técnico No. 12. INIFAP. Campo Experimental Campana-Madera. Chihuahua, México. 36 p.
- Kozlowski, T., T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecol. Manag.* 158:195-221pp.
- Marambio, C., C. y Ortega B., R. 2004. Uso potencial de lodos derivados del tratamiento de aguas servidas en la producción de cultivos en Chile. *Agronomía y Forestal* 13:20-25pp
- Melgoza, C., A.; Royo M., M.; Báez G., A. y Reyes L., G. 1998. Situación de predios ganaderos después de cuatro años de sequía en las zonas áridas y semiáridas de Chihuahua. Folleto técnico No. 4. Campo Experimental La Campana-INIFAP. Chihuahua, México.
- Moffet, C.A.; Zartman R., E.; Wester D., B. and Sosebee R., E. 2005. Surface biosolids application: Effects on infiltration, erosion, and soil organic carbon in Chihuahuan desert grasslands and shrublands. *Journal of Environmental Quality* 34, 299-311pp.
- Ojeda, C., F. G. 2005. Aplicaciones en superficie de lodos de depuradoras y sus repercusiones sobre la erosión y las propiedades físicas del suelo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona, España. 192 p.
- Palomo, R., M.; Martínez R., J. G. y Figueroa V., U. 2007. Desarrollo sustentable de los recursos naturales al disminuir riesgos de contaminación en actividades agropecuarias. *CULCyT* 4(20):4-14
- Potisek, T., M. C.; Figueroa V., U.; Jasso I., R.; González C., G. y Villanueva D., J. 2006. Potencial de uso de biosólidos en un suelo de matorral desértico. Folleto técnico No. 6. INIFAP-CENID RASPA. Gómez Palacio Durango. México. 38 p.
- Prescott, E. C. and Blevins L., L. 2005. Eleven year growth response of young conifers to biosolids on nitrogen and phosphorus fertilizer on northern Vancouver Island. *Can. J. For. Res.* 35:211-214
- Royo, M. M.; Melgoza, A.; Sierra, J. S.; Carrillo, R.; Jurado G. P.; Gutiérrez, E. y Echavarría, F. 2005. La salud de los pastizales medianos en los estados de Chihuahua y Zacatecas. II Simposio Internacional de Manejo de Pastizales. Gob. Del Edo. INIFAP-Fundación Produce Zacatecas. México.

- SEMARNAT. 2005. Sistema Nacional de Información Ambiental y Recursos Naturales. Informe de la situación del medio ambiente en México. Vegetación y uso del suelo. http://www.semarnat.gob.mx/información_ambiental. [Consultada Agosto 2007].
- SEMARNAT. 2006. Hacia el desarrollo sustentable, avances, retos y oportunidades. Secretaría de Gestión para la Protección Ambiental. ISBN SBN 968-817-795-4. México, D. F. 146 p.
- Sifuentes, C., E. 2007. Crecimiento de pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) en un suelo con aplicación de biosólidos. Tesis Ingeniero en Procesos Ambientales. UAAAN, Unidad Laguna. Torreón (México). 40 p.
- Solís, M. R.; Treviño E., J. G.; Aguirre C., O.; Jiménez P., J. y Jurado I., E. 2006. Análisis de la cubierta vegetal de la cuenca alta del Río Nazas en Durango México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 12(2):139-143pp
- Tisdale, S. L.; Nelson, W. L.; Beaton, J. D. and Havlin, J. L. 1993. Soil fertility and fertilizers, 5th ed. Prentice Hall, Inc. Upper Saddle River, New Jersey, USA. 634 pp.
- Toro C., F. C. 2005. Áreas potenciales para la aplicación de biosólidos en plantaciones forestales de la VI región de Chile. Tesis Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 67 p.
- US-EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Biosolids generation, use, and disposal in the United States. Office of Solid Waste. US. EPA-530-R-99-009.
- Valdecantos, A.; Fuentes, D. y Cortina, J. 2004. Utilización de biosólidos en la restauración forestal. En: Vallejo V. R. y Alloza J. A. (Eds.). Avances en el estudio de gestión del monte Mediterráneo. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM). Universidad de Alicante, España. P. 313-344
- Valdecantos, A. 2001. Aplicación de fertilizantes orgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la comunidad Valenciana. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante, España. 162 p.
- Varela, A. S.; Gobbi, E. M. y Laos, F. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio* al efecto de la aplicación de compost de biosólidos. Ecología Austral 16 (1):63-78
- White, C., S; Loffin, S. R. and Aguilar, R. 1997. Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: Nine-year responses. J Environ Qual. 26:1663-1671 pp.
- Whitford, W. G; Aldon, E. F.; Freckman, D. W.; Steinberger, I. and Parker, L. W. 1989. Effects of organic amendments on soil biota on a degraded rangeland. J Range Manage. 42:56-60 pp.

SÍNTESIS DEL APROVECHAMIENTO DE BIOSÓLIDOS PARA SU DISPOSICIÓN FINAL

María del Carmen Potisek Talavera, Rodolfo Jasso Ibarra,
Uriel Figueroa Viramontes, Miguel Palomo Rodríguez,
Pedro Jurado Guerra, Hugo Raúl Uribe Montes, Noé
Chávez Sánchez y Gamaliel Orozco Hernández

Investigadores del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias.
potisek.carmen@inifap.gob.mx

El crecimiento demográfico trae ligada la generación de aguas residuales con cargas de contaminantes que limitan su uso en actividades productivas agrícolas, pecuarias y forestales que se convierten al mismo tiempo en un foco de contaminación ambiental. La reducida disponibilidad del agua de riego en las regiones áridas y semiáridas de México, plantea la necesidad de reutilizar las aguas residuales mediante su saneamiento, a su vez, reducir los focos actuales y potenciales de contaminación del entorno, ambos como requisito para alcanzar niveles de bienestar humano que ayuden al desarrollo sustentable.

El proceso que más se utiliza en las Plantas Tratadoras de Aguas Residuales del país, es el de lodos activados con un caudal tratado de $24.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Así se estima que la generación de lodos a nivel nacional sea de aproximadamente 191 296 toneladas por año. Tan sólo la ciudad de Torreón, Coahuila en la Comarca Lagunera, genera alrededor de $1.6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales y una producción estimada de 34 toneladas por día de lodos residuales en peso seco.

En general, el objetivo principal de los sistemas de tratamiento de aguas residuales domésticas, es reducir

algunas características indeseables, de manera tal, que el reuso ó disposición final de éstas aguas y el subproducto generado (lodos) cumpla con las normas y requisitos mínimos definidos por las autoridades sanitarias de un determinado país ó región.

El lodo, que es resultado de un proceso de estabilización, ya sea físico, químico, biológico ó térmico, actualmente representa un problema de tipo ambiental dado su contenido de contaminantes como son los microorganismos patógenos, metales pesados y compuestos orgánicos. Cuando éstos lodos cumplen con la norma NOM-004-SEMARNAT-2002, que establece especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final, son considerados como biosólidos y podrán utilizarse como abono orgánico en suelos agrícolas y pastizales.

Los metales pesados que están regulados en materia de biosólidos, de acuerdo con la Norma anterior son: arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni) y zinc (Zn). Al hacer adiciones de residuos a largo plazo hay acumulaciones de metales pesados en el suelo; además los elementos traza en el suelo se distribuyen en varias fases como son: la soluble, la orgánica la intercambiable, la fase asociada con el carbonato y los minerales secundarios.

Para disminuir el riesgo de contaminación microbiológica, los lodos residuales de las PTAR deben pasar por procesos de estabilización que reduzcan significativamente el contenido de patógenos y así poder cumplir con la Norma NOM-004-SEMARNAT-2002. De acuerdo al contenido de patógenos, los biosólidos son clasificados en tres Clases. Los biosólidos de menor riesgo de contaminación microbiológica (Clase A) se obtienen mediante procesos adicionales a la estabilización para reducir significativamente los patógenos, por ejemplo

tratamientos con calor, pasteurización o composteo.

Cuando los biosólidos de Clase A se clasifican como "Excelentes" por el contenido de metales, pueden aplicarse prácticamente sin restricciones, inclusive en suelos urbanos de uso público. Los biosólidos Clase B son los que comúnmente se producen en las PTAR después del proceso de estabilización; éstos, junto con los de Clase C pueden aplicarse en suelos agrícolas, áreas de pastizales y bosques.

La composición química de los biosólidos hace que sean atractivos para la incorporación en suelos. Contienen nutrimentos necesarios para el crecimiento de las plantas y materia orgánica que mejora las condiciones del suelo. En general, los biosólidos son ricos en nitrógeno (N) y fósforo (P); una tonelada de biosólidos puede contener en promedio de 37 a 50 kg de N y de 13 a 24 kg de P, además de otros nutrimentos. Sin embargo, existen algunas restricciones para su aplicación, por ejemplo, en Los Estados Unidos está explícitamente excluida en las siguientes situaciones:

- a. Cuando sea probable afectar adversamente especies en peligro de extinción o su hábitat.
- b. En suelos inundados, congelados o cubiertos con nieve,
- c. A menos de 10 m de cuerpos de agua dulce.
- d. A una dosis mayor que la tasa agronómica, a menos que se autorice una dosis mayor para recuperación de suelos.

La tasa agronómica se define como la dosis de biosólidos diseñada para proveer la cantidad de nitrógeno que requiere el cultivo y, a la vez, minimizar la cantidad de nitrógeno del biosólido que se pueda filtrar a través de la zona radical del cultivo hasta el agua subterránea (EPA, 1994). Sin embargo, cuando la dosis de aplicación de biosólidos se basa en el requerimiento de N del cultivo,

se provoca una acumulación de P en el suelo por encima del requerimiento del cultivo; en climas húmedos con excesos de lluvia, se corre el riesgo de contaminación con P por el arrastre de partículas de suelo con P fijado, hacia los cuerpos de agua superficial.

Algunos de los contaminantes presentes en los biosólidos son los metales pesados, los patógenos y los contaminantes orgánicos especialmente los pesticidas. La contaminación del suelo y/o del acuífero por aplicación de biosólidos depende significativamente de factores como: calidad de los biosólidos, es decir de que proceso de tratamiento de aguas residuales provienen; textura de suelo donde se aprovecharán; topografía del terreno; contenido nutrimental del biosólido, del suelo y el cultivo a establecer; dosis por aplicar; frecuencia y carga acumulativa de metales pesados por aplicaciones continuas. El contenido de materia orgánica y el pH en los suelos donde fue aplicado el biosólido es determinante para la movilidad de los metales pesados. Por lo general con el uso de los biosólidos en suelos, los contenidos de metales pesados son inferiores a los valores Límites Permisibles establecidos por la norma NOM-004-SEMARNAT-2002.

Dentro de los suelos agrícolas con demanda potencial de uso de biosólidos sobresalen los suelos de textura ligera y los suelos francos a arcillosos. Los primeros normalmente se presentan en las inmediaciones de cauces activos o inactivos de corrientes superficiales. Dado que estos perfiles se caracterizan por su textura ligera, generalmente existe el interés por mejorar su productividad con adición de materia orgánica, aunque ello conlleva un riesgo de contaminación por sales solubles, elementos pesados, microorganismos y otros agentes. El otro grupo de suelos es el de texturas francas a arcillosos, típicamente de uso agrícola, de baja permeabilidad y contenido de materia orgánica, especialmente los aridisoles. En estos suelos se busca mejorar su permeabilidad y disponibilidad de

nutrientes con la adición de materia orgánica, aunque se corre el riesgo de incrementar la CE, dada su limitada capacidad de drenaje interno.

Las aplicaciones de biosólidos en cultivos agrícolas han demostrado sus bondades incrementando los rendimientos en comparación con la fertilización convencional. Con dosis de 11 a 13 t ha⁻¹ de biosólidos se satisfacen los requerimientos nutrimentales para un ciclo, en los cultivos de algodón, alfalfa, avena y maíz forrajero y no afecta la concentración de metales pesados en los suelos y tejidos vegetales; cualquier incremento en esa dosis no tiene efectos adicionales, pero sí pueden llegar a producir N-NO₃ que el cultivo no utiliza (50-60%), y que potencialmente pueden contaminar cuerpos de agua, sobre todo cuando se siembra un solo cultivo en el año. De aquí, que la aplicación de biosólidos en la agricultura es una alternativa viable para el uso de materiales residuales y tiene altas perspectivas para aumentar la fertilidad de suelos con bajo nivel productivo.

El aprovechamiento que han recibido los biosólidos, no solo ocupa al sector agrícola, también se han utilizado en pastizales, donde la ganadería extensiva y la sequía son dos factores relevantes en la degradación de los pastizales nativos de México; mediante el aprovechamiento de biosólidos es posible aumentar la fertilidad de los suelos, regenerar la población de pastizales y limitar el proceso de erosión.

En el proceso de recuperación de pastizales deteriorados se observa una mayor infiltración del agua así como una mayor retención de humedad en el suelo. En general, la fertilidad del suelo se incrementa con la aplicación de biosólidos, lo que se incrementa el contenido de algunos macro y micro-nutrientes en el suelo. Se observan efectos favorables del uso de biosólidos en la producción de zacates

navajita, velluda, toboso y alcalino con aplicaciones superficiales de biosólidos domésticos en dosis de 7 a 90 t ha⁻¹ en pastizales áridos. De igual manera se ha involucrado el efecto benéfico de los biosólidos, sobre el contenido de proteína cruda.

Los alcances que ofrece el uso de biosólidos en el sector forestal, indican que se pueden mejorar las condiciones de deterioro en las que se encuentran diversas cuencas del país. Desde el punto de vista físico, los biosólidos incorporados al suelo mejoran la agregación de partículas, aumentan la estabilidad de los agregados, reducen la tasa de erosión y se restaura la cobertura vegetal de los sitios tratados. La práctica de utilizar biosólidos se realiza durante la plantación y después de una entresaca, lo que es considerado como una alternativa interesante.

El enriquecimiento nutrimental de los suelos forestales, propicia una mayor proliferación de las raíces de la vegetación natural. Se ha observado que la adición de materia orgánica en los suelos, ayuda de manera determinante a recuperar la fertilidad de los mismos.

Algunas de las experiencias más palpables son observadas después de once años de aplicados los biosólidos en plantaciones de especies jóvenes de coníferas; el incremento en altura de las especies evaluadas con tratamiento de biosólidos y fertilizantes fueron del 24 y 29 por ciento respectivamente en Cedro, 70 y 63 por ciento para falso abeto, en tanto fueron del 147 y 84 por ciento para abeto. El diámetro medio de los árboles plantados once años después de los tratamientos de estudio, exhibieron tendencias similares con respecto a efectos del tratamiento como alturas. Los aumentos de once años del diámetro en respuesta a los biosólidos y a los tratamientos del fertilizante eran los 36 y 45 por ciento en Cedro; el 81 y 70 por ciento en Falso Abeto; en tanto fue del 62 y 32 por ciento para Abeto.

Los mayores volúmenes de producción de madera y porcentaje de altura corresponden para aplicación inorgánica de N-P, seguido del uso de biosólidos en Cedros. La respuesta observada en plantaciones forestales, es el incremento en la concentración de N y P en los tejidos foliares de la vegetación introducida debido a que en general, más limitan el crecimiento vegetal y a que son éstos los nutrientes que se hallan en mayor cantidad en los biosólidos.

Se recomienda que los volúmenes de biosólidos por aplicar al suelo, correspondan solamente a la tasa agronómica de N y P demandada por el cultivo, pastizal o plantación forestal. Para ello se debe tomar en cuenta las reservas nutrimentales que posee el suelo y se debe conocer la tasa de mineralización de los biosólidos. Lo anterior tiene como propósito fundamental evitar riesgos de contaminación de los acuíferos por nitratos, dado el índice de eventos de precipitación y escurrimientos que están influenciados por la cobertura vegetal, pendiente del terreno y características físicas del terreno.

AGRADECIMIENTOS

Los resultados plasmados en ésta obra se obtuvieron gracias al apoyo otorgado por el Fondo Sectorial CONACYT-SEMARNAT del Proyecto (2002-C01-0263/A1) y número PRECI 6455715F(Registro INIFAP).

Se agradece en forma especial a la M.C. María de Jesús Cedillo Gómez y al M.C. Jorge Meza Velásquez, Directora y catedrático respectivamente de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango, por tan valiosa colaboración en el proyecto con los equipos de absorción atómica y cromatografía; así como sus asesorías.

También se agradecen las facilidades otorgadas por el personal técnico de los laboratorios del CENID-RASPA

COMITÉ EDITORIAL:

Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua
Suelo Planta Atmósfera

Presidente:

Dr. José A. Cueto Wong

Secretario:

Dr. Miguel A. Velásquez Valle

Vocales:

Dr. Juan Estrada Ávalos

M.C. Miguel Rivera González

REVISORES TÉCNICOS

Dr. Guillermo González Cervantes

Dr. Ignacio Sánchez Cohén

Dr. Juan Guillermo Martínez Rodríguez

EDITOR DE DISEÑO Y FORMACIÓN

M.C. Miguel Palomo Rodríguez

OTRAS COLABORACIONES

Lic. Saúl Flores Álvarez

Esta publicación se terminó de imprimir en Junio del 2008,
por Servicios Gráficos & Publicidad,
Av. Aldama 67-3 Ote. Col. Centro, Torreón Coah. C.P. 27000
Tels. (01 871) 718 69 89 y 192 50 69
servigrafic21@yahoo.com.mx
Su tiraje consta de 600 ejemplares



inifap
Instituto Nacional de Investigaciones
Forestales, Agrícolas y Pecuarias