

01177
15



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN INGENIERIA

"MIGRACION DE COMPUESTOS NITROGENADOS DE
Lodos de Desecho de la Planta de
Tratamiento de Aguas Residuales
Municipales de Ciudad Universitaria
en Columnas de Suelo"

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERIA
(A M B I E N T A L)
P R E S E N T A :
MIGUEL ANGEL ORDUÑA BUSTAMANTE

DIRIGIDA POR:
M. EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

MEXICO, D.F.

FEBRERO 2002



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



PROGRAMA DE POSGRADO EN INGENIERÍA

RECIBI COPIA DE TESIS DESARROLLADO POR EL ALUMNO: MIGUEL ANGEL ORDUÑA BUSTAMANTE.

PARA PRESENTAR EXAMEN DE GRADO DE MAESTRIA EN INGENIERIA EN EL CAMPO DEL CONOCIMIENTO INGENIERIA AMBIENTAL.

JURADO

M EN I. ANA ELISA SILVA MARTINEZ
DRA. ROSARIO ITURBE ARGÜELLES
DRA. FRIDA MARIA LEON RODRIGUEZ
M EN A.I. LANDY IRENE RAMIREZ BURGOS
M EN I. JOSE LUIS MARTINEZ PALACIOS

FIRMA

FECHA

Ana Elisa Silva
Rosario Iturbe
Frida Maria Leon
Landy Irene Ramirez
Jose Luis Martinez

28 - mayo - 2002
30 - mayo - 2002
29 - Enero 2002
30 - Enero - 2002
12 Febrero de 2002

APROBACION DEL TRABAJO DE TESIS POR EL DEPARTAMENTO.

aprobado *Ana Elisa Silva*

RESUMEN

El tratamiento y disposición final de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, son problemas que requieren soluciones económicamente viables, pero que al mismo tiempo tengan el menor impacto adverso sobre el medio ambiente natural y sobre la salud humana. En los últimos tiempos se han desarrollado técnicas para reducir el volumen y la putrescibilidad de los lodos como paso previo para su disposición final en lechos de secado, rellenos sanitarios, incineración o bien para su aplicación en suelos agrícolas, forestales y suelos degradados por la erosión o por eventos de contaminación ocasionados por las actividades humanas, como la acumulación de desechos de la minería y de la industria.

Las diferentes técnicas para la disposición final de los lodos, tienen ventajas y desventajas que dependen de las condiciones particulares de cada proyecto. Sin embargo, la posibilidad de aprovechar los nutrientes y el poder acondicionador de los suelos que presentan estos lodos, ha ocasionado que en diferentes países del mundo se realicen investigaciones y se emitan reglamentos encaminados a aprovechar estas propiedades de los lodos. Al mismo tiempo, existe la preocupación de que los cuerpos de agua subterránea sean contaminados debido a la migración de sustancias contaminantes a través del suelo, en particular la lixiviación de los nitratos, que pueden ocasionar problemas de salud entre la población que se abastece a partir de estos depósitos de agua y que se emplean en grandes cantidades en la agricultura. Con estas ideas en mente se realizó este trabajo, con el fin de cuantificar la migración y transformación de los compuestos nitrogenados contenidos en los lodos al aplicarlos en columnas de suelo sembradas con un cultivo de avena (*Avena sativa* var. Toluca). En el experimento se emplearon lodos crudos y lodos digeridos por vía aerobia así como una solución nutritiva como tratamientos, y se aplicaron sobre tres tipos de suelo con diferente contenido de arcilla.

Se determinó el contenido de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos en los lodos y solución aplicados al suelo, así como en los lixiviados obtenidos después de la aplicación de lodos y solución en los tres tipos de suelo empleados.

Del estudio, se concluyó que la forma química en que se encuentra el nitrógeno es el principal factor que interviene en la lixiviación de este elemento, y que el nitrato es la forma más susceptible a este fenómeno, debido a que tiene una carga eléctrica negativa que limita su adsorción en la superficie de intercambio de la arcilla que tiene cargas predominantemente negativas.

Aunque para el análisis estadístico de los datos el tipo de suelo no fue un factor importante en la lixiviación de nitrógeno, el contenido de arcilla sí mostró un efecto notable al reducir la lixiviación del nitrógeno cuando no hubo aporte de materia orgánica, es decir, para el tratamiento con solución nutritiva. El aporte de

materia orgánica de los lodos aumentó la capacidad de adsorción de nitrógeno amoniacal y de nitratos para el suelo de textura más gruesa (arena migajosa).

Por los niveles de nitrógeno aplicados no fue posible detectar la transformación de los compuestos nitrogenados debido a la actividad de los microorganismos dentro de las columnas, pero la presencia de nitritos en los lixiviados indica que sí se presentó actividad microbiana.

El cultivo de avena (*Avena sativa* var. Toluca) mostró una mejor respuesta a la aplicación de lodo digerido por vía aerobia comparado con la aplicación de lodo crudo, aunque el cultivo mostró mayor crecimiento cuando se le aplicó la solución nutritiva.

El empleo de lodos en cultivos agrícolas como forma de disposición final debe hacerse de manera cuidadosa para evitar la aplicación excesiva de nitrógeno en forma de nitratos en el caso de emplear lodos digeridos por vía aerobia, pero también deben cuidarse otros aspectos como son el contenido de patógenos y de metales, así como evitar el uso de lodos crudos que tienen un alto contenido de patógenos y al descomponerse generan malos olores atrayendo fauna nociva, constituyéndose así en un factor de riesgo para la salud de la población vecina al sitio de aplicación.

SUMMARY

Treatment and disposition of sludge from municipal wastewater treatment plants, are subjects of concern due to the adverse impact on environment and human health, which should be solved through economically feasible technologies. In recent times, several methods of volume reduction and digestion have been developed as previous processes to the final disposition in drying beds, landfills, incineration, as well as sludge application in soils (croplands, forest soils, recovering of mining affected soils and recovering of eroded soils).

Such technologies are advantageous or disadvantageous depending on particular situations (site characteristics, economic restrictions, etc). However, in order to make good use of nutrient content of these materials, some countries have developed scientific tests and emitted regulations controlling the quality of sludge applied in soils. At the same time, concern about groundwater pollution with nitrates arises from the excess of fertilizers used in croplands. This situation may threat human health when nitrates are present at high concentrations in sources of tap water. This work addresses these concerns, in order to quantify migration and transformation of nitrogen compounds carried by sludge, when applied in soil packed columns with a crop of oat (*Avena sativa* var. Toluca). An experiment was carried out using raw secondary and aerobically digested sludge, as well as nutritive solution as treatments, applied in prepared soils with three different clay content.

Nitrogen content (ammonia, nitrate and nitrite) in both, treatments and lixiviates obtained after application, was determined for each of the columns. After data analysis, we concluded that nitrogen lixiviation depends on the chemical form and nitrate is the most susceptible form to lixiviation, due to its negative electric charge. This electric condition avoids adsorption of nitrates to the surface of exchange present in clay, which also has negative charges.

When organic matter was added to the coarser soil (sandy loam), retention of nitrates was improved, as comparing the lixiviates of columns treated with sludge (raw sludge or digested sludge) and the column treated with nutritive solution.

Microbial activity was evident through the presence of nitrites in lixiviates, although the rate of transformation of ammonia into nitrate, was not enough to be detected due to the high levels of application of these compounds.

In terms of height and biomass of oat, the best results were obtained when nutritive solution was applied, but among the two forms of sludge used, digested sludge yielded the best results.

The use of sludge in croplands must be carried out carefully, due to undesirable characteristics such as nitrate, pathogens, heavy metals or bad odor generation. In the specific case of application of digested sludge, the nitrate content must be checked before use in order to calculate the appropriate dose, to avoid an excess that can threat the quality of groundwater.

Agradecimientos.

A los profesores de la sección de Ingeniería Ambiental quienes no cesaron en su labor a pesar de las condiciones adversas que enfrentaron.

A la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM por la beca que me otorgaron para la realización de esta Maestría.

A la M en I Ana Elisa Silva Martínez por su guía y apoyo durante la Maestría y en especial durante la realización de este trabajo.

Al personal del Laboratorio de la Sección de Ingeniería Ambiental por su colaboración en la parte experimental del trabajo.

Al Ing. Juan Hilario García Gil por su disposición para facilitar el acceso a la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Ciudad Universitaria para tomar el material que se empleó en este trabajo.

Al Dr. Pedro Martínez Pereda por su apoyo y sus atinadas recomendaciones. Gracias.

Al Ing. Enrique Heras Herrera por su apoyo durante los momentos difíciles que se vivieron en la Universidad.

Al despacho de asesores encabezados por el M en I Eduardo Vega González por haber facilitado parte de su espacio para la impartición de clases durante el tiempo que estuvieron retenidas las instalaciones de la Universidad.

A mis padres María de la Luz Bustamante Ahumada y Miguel Orduña García.

ÍNDICE GENERAL

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Objetivos	2
1.2. Hipótesis	2
1.3. Alcances	3
1.4. Limitaciones	3
2. LOS COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL MEDIO AMBIENTE ACUÁTICO Y EN EL SUELO	5
2.1. Ciclo del nitrógeno	5
2.2. El nitrógeno en los seres vivos	8
2.3. Efectos de los compuestos nitrogenados del agua en la salud humana	9
2.4. Los compuestos nitrogenados en el medio ambiente acuático	9
2.5. Transformaciones de los compuestos de nitrógeno en los sistemas de tratamiento	10
2.6. Contaminación nitrogenada del agua subterránea	15
2.7. Movimiento de los compuestos nitrogenados en los suelos	17
3. MANEJO DE LOS LODOS DE DESECHO DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES	21
3.1. Definición y características de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales	21
3.2. Formas de disposición de lodos	25
3.3. Problemática relacionada con el manejo de los lodos en México	26
3.4. Manejo de lodos a nivel internacional	27
3.5. Uso de lodos y aguas residuales para el riego de suelos agrícolas	28
3.6. Legislación ambiental con relación al manejo de lodos de desecho de las plantas de tratamiento	29
3.7. Casos de estudio. Aplicación de lodos y efluentes tratados en agricultura	32
4. MOVIMIENTO DE CONTAMINANTES EN EL SUELO	33
4.1. Características físicas del suelo	34
4.2. Movimiento del agua en el suelo	39
4.3. Movimiento de solutos en la zona no saturada	39
5. MATERIALES Y MÉTODOS	43
5.1. Descripción del experimento	43
5.2. Descripción de la unidad experimental	44
5.3. Manejo de las unidades experimentales	46
5.4. Parámetros de operación	46
5.5. Parámetros de calidad	47
5.6. Duración del experimento	47
5.7. Técnicas de determinación para los parámetros de calidad y control	47
5.8. Análisis de datos	50
5.9. Tratamiento y disposición de los desechos generados durante la fase experimental	51
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	52
6.1. Propiedades físicas y químicas del suelo	53
6.2. Operación del reactor aerobio de lodos	55

	Página
6.3. Crecimiento vegetativo	57
6.4. Migración de los compuestos nitrogenados	59
6.5. Balance de masa	75
6.6. Discusión final sobre migración de nitrógeno	77
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	80
7.1. Conclusiones	80
7.2. Recomendaciones	81
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
ANEXO 1. Resultados del programa agua limpia, a febrero de 1997	87
ANEXO 2. Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales operadas por la Comisión Nacional del Agua	88
ANEXO 3. Vías por las cuales los contaminantes contenidos en los lodos aplicados en terrenos agrícolas o distribuidos entre usuarios particulares son transportados hacia los individuos más expuestos	89
ANEXO 4. Actividades realizadas durante la fase experimental	90
ANEXO 5. Técnicas de laboratorio	91
ANEXO 6. Análisis de varianza	97

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
2-1. Contenido de nitrógeno en sus diferentes formas en las aguas residuales	11
2-2. Amoniaco volatilizado como porcentaje de nitrógeno aplicado ($\text{NH}_3\text{-N}$) en pruebas de significancia para varios lodos	19
3-1. Composición química promedio de los lodos de desecho de varias regiones de Estados Unidos	23
3-2. Composición química y propiedades típicas de lodo crudo y digerido	24
3-3. Sitios de disposición de lodos en el Reino Unido 1990-91 ($\times 10^3\text{t}$ materia seca/año)	28
3-4. Aporte de los efluentes de los procesos de tratamiento de agua residual Title-22 y tratamiento filtrado	28
3-5. Características de los lixiviados obtenidos de las columnas	29
3-6. Clasificación de los lodos y restricciones para su aplicación en suelos agrícolas, forestales, sitios de acceso público o sitios en recuperación en la parte 503.32 del apartado 40 del código federal de regulaciones de la USEPA	31
4-1. Porosidad de diferentes materiales constituyentes de los suelos	34
4-2. Clasificación de acuerdo al tamaño de partícula de los materiales constituyentes de los suelos según la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo	35
5-1. Tratamientos evaluados	43
6-1. Resultados del análisis de textura en los tres suelos empleados en el experimento	53
6-2. Porosidad de los tres tipos de suelo empleados en el experimento	53
6-3. Conductividad hidráulica en los tres suelos empleados en el experimento	54
6-4. pH de los tres suelos empleados en el experimento	55
6-5. Capacidad de intercambio catiónico estimada para los tres suelos empleados en el experimento	55
6-6. Condiciones de operación del reactor aerobio de lodos para la obtención del lodo digerido empleado en los tratamientos	56
6-7. Biomasa inicial y final (mg/planta) medida a los 15 y 69 días de la siembra respectivamente	58
6-8. Concentración de nitrógeno amoniacal (mg-N/L) en el lixiviado de las columnas después de cada aplicación de tratamientos	62
6-9. Prueba de rango múltiple de Duncan y promedios por tratamiento de nitrógeno de nitratos lixiviado de las columnas de suelo en las ocho aplicaciones de tratamientos	69
6-10. Concentración de nitrógeno de nitratos (mg-N/L) en el lixiviado de las columnas después de cada aplicación de tratamientos	70
6-11. Concentración de nitritos en el lixiviado, resultados del análisis de varianza y de la prueba de Duncan en las ocho aplicaciones de tratamientos	74
6-12. Balance de masa de nitrógeno (g-N/m^2)	76
6-13. Valores que muestran el movimiento de nitrógeno en las columnas de suelo	78

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
2-1. Ciclo del nitrógeno en la naturaleza	6
2-2 Relación amoniaco/amonio en solución, a diferentes valores de pH	18
5-1. Diagrama de una unidad experimental	45
6-1. Concentración de nitrógeno en el influente y efluente del reactor aerobio de lodos	57
6-2. Altura de planta en tres suelos con tres fuentes de nutrientes	59
6-3. Aspecto de las plantas a los 58 días de la siembra	60
6-4. Concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado en tres suelos con tres fuentes de nutrientes	66
6-5. Concentración de nitrógeno de nitratos en el lixiviado en tres suelos tratados con tres fuentes de nutrientes	73
6-6. Concentración de nitrógeno de nitritos en tres suelos con tres fuentes de nutrientes	75

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN

Este proyecto se desarrolló como trabajo de tesis para cumplir con el programa de maestría en Ingeniería (Ambiental) de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM.

El trabajo se enmarca dentro del campo disciplinario de control de la contaminación del suelo, en él se hizo un seguimiento de los compuestos nitrogenados en los lodos de desecho de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Ciudad Universitaria al ser aplicados a un suelo con cubierta vegetal, en condiciones semejantes a las que se presentan en los campos de cultivo que se utilizan para la disposición final de este tipo de residuos, que se generan en grandes volúmenes en nuestro país. La importancia de un seguimiento de este tipo estriba en la preocupación de que compuestos tóxicos como los nitratos o el amonio puedan alcanzar los acuíferos subterráneos al lixiviarse de suelos donde se ha dispuesto de este tipo de lodos.

Para 1996, la Comisión Nacional del Agua operaba en total 787 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, las cuales en su conjunto trataban un total de $52.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (CNA, 1996). La mayoría de estas plantas aún no cuentan con un sistema de tratamiento de lodos, por lo que éstos se descargan al alcantarillado y finalmente llegan a cuerpos de agua naturales. Esto ocasiona el deterioro de las corrientes receptoras y del medio circundante, así como problemas de salud entre la población que habita en sus alrededores.

Una de las formas que se han utilizado para disponer los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de agua residual municipal, consiste en aplicarlos en terrenos en donde la fauna microbiana los descompone gradualmente hasta su mineralización completa. Los tipos de terrenos en los que se aplican estos lodos pueden ubicarse dentro de cuatro grupos: terrenos agrícolas, terrenos forestales, terrenos con suelos degradados o erosionados y terrenos destinados a recibir lodos de desecho. La aplicación en terrenos agrícolas, que es el caso particular que se aborda en este trabajo, tiene como objeto, además de dar solución al problema de disposición del lodo, el de aprovechar los nutrientes contenidos en los mismos para nutrir cultivos con valor comercial.

Los lodos pueden ser fuente importante de algunos de los nutrientes que las plantas utilizan en mayor cantidad como el nitrógeno, fósforo y potasio. Las concentraciones de cada uno de ellos depende de la cantidad procedente de las aguas residuales y del tipo de sistema de tratamiento usado. Las aguas residuales con alto contenido de materia orgánica o de detergentes aportarán mayor cantidad de estos

nutrientes que estarán presentes en los lodos de desecho. De la misma manera, una planta que realiza la remoción de fósforo del agua residual tendrá mayores concentraciones de este elemento concentrado en sus lodos que en el caso de un tratamiento simple.

El nitrógeno contenido en la fase líquida es un caso particular entre los nutrientes que aportan los lodos, debido a que entre las formas químicas en que se encuentra se incluyen los nitratos, que es una forma aniónica, estable, muy soluble, que tiene poca afinidad para adsorberse en la superficie de intercambio del suelo (por lo que es muy móvil en este medio), y que ocasiona problemas de salud cuando se presenta en altas concentraciones en el agua de suministro. Por las características mencionadas para los nitratos, es común su presencia en las aguas subterráneas que se encuentran bajo terrenos agrícolas, debido a altas dosis de fertilización con nitrógeno que no alcanza a ser aprovechado totalmente por la vegetación. Esto ha despertado la preocupación por moderar las aplicaciones de este elemento en los suelos.

En el caso particular de la aplicación de lodos en terrenos agrícolas, es importante cuantificar la formación de nitratos a partir del nitrógeno amoniacal y orgánico contenidos en el mismo. Los nitratos se forman a partir de la oxidación del amoníaco por acción microbiana en condiciones aerobias. Estas condiciones se presentan en las capas superiores del suelo, por lo que es de esperarse que parte o la totalidad del nitrógeno contenido en los lodos sea transformado a nitratos, y si no son retenidos por la vegetación, terminarán migrando hacia capas inferiores y finalmente, llegarán al agua subterránea.

El presente trabajo simula experimentalmente las condiciones que se dan en un suelo que recibe una aplicación de lodos y cuenta con una cubierta vegetal, para cuantificar los nitratos que alcanzan a escapar de la zona ocupada por las raíces del vegetal (rizósfera) y comienzan su migración hacia las capas inferiores del suelo.

1.1. Objetivos.

General.

- Determinar la migración y la transformación de compuestos nitrogenados en columnas empacadas con suelo, sembradas con avena (*Avena sativa* Var. Toluca) e irrigadas con lodos de desecho de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Ciudad Universitaria.

Particulares.

- Determinar la aportación, migración y transformación de nitrógeno de lodos crudos y estabilizados por digestión aerobia.
- Determinar la migración y transformación de nitrógeno debida a la aplicación de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Ciudad Universitaria, en suelos de textura migajón arcillo-arenoso, arena migajosa y migajón arenoso.

1.2. Hipótesis.

- Debido a que en los suelos predominan las cargas negativas, las formas químicas de nitrógeno que estarán más propensas a la migración en solución acuosa, serán la de carga negativa, es decir, el nitrito y el nitrato.
- Los suelos con mayor contenido de arcilla tendrán mayor capacidad para retener los iones de las soluciones aplicadas, especialmente aquellos con carga positiva.
- La actividad de los microorganismos nitrificantes tendrá un papel importante en la transformación del amonio, especialmente en los lodos crudos con alto contenido de este compuesto.
- Los suelos de textura más gruesa muestran conductividad eléctrica más elevada que los suelos de textura fina.

1.3. Alcances.

- Para la realización del experimento se utilizaron columnas empacadas con mezclas de suelo para obtener las texturas a probar con la finalidad de generalizar los resultados en diferentes tipos de suelo.
- Se emplearon lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria. En un caso se emplearon lodos crudos y en otro, lodos digeridos por vía aerobia en una celda Eckenfelder.
- Se estableció un cultivo de avena (*Avena sativa* Var. Toluca) en la misma etapa de desarrollo en cada una de las columnas.

1.4. Limitaciones.

- Debido a que las columnas se instalaron a la intemperie no fue posible cuantificar de manera confiable el volumen de los lixiviados, ya que durante la fase experimental se presentaron múltiples lluvias (abril y mayo de 2001).
- La migración de nitrógeno en las formas amoniacal (NH_4^+), nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-) cuando se aplicaron lodos crudo y digerido, se determinó de manera aproximada, debido a que no se contó con la medición del nitrógeno orgánico (Kjeldahl) ni se determinó de manera precisa el volumen de lixiviado generado por las columnas.
- La duración del experimento fue de ocho semanas, por lo que no se cumplió el ciclo completo del cultivo de avena. El consumo de nitrógeno por el cultivo se estimó a partir del incremento de altura y la masa seca final.

- Los suelos migajón arcillo-arenoso y migajón arenoso tuvieron un alto contenido de arena (48.9 y 72.1% respectivamente), mientras que el suelo arena migajosa contenía muchos finos (20.5%) por lo cual no es posible generalizar los resultados para suelos de textura fina ni a suelos muy arenosos.

CAPÍTULO 2.

LOS COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL MEDIO AMBIENTE ACUÁTICO Y EN EL SUELO

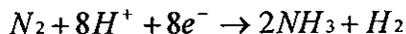
La presencia de compuestos nitrogenados en el suelo está íntimamente ligada al agua que se mueve dentro del espacio poroso del suelo y que transporta nutrientes en forma de solutos. Esto es, que tanto la entrada como el movimiento de compuestos nitrogenados en el suelo, se da en forma de solutos de diversos tipos, tanto orgánicos como inorgánicos. Los compuestos nitrogenados que se pueden encontrar en un suelo van desde formas inorgánicas como los nitratos y nitritos hasta formas orgánicas más complejas como proteínas y aminoácidos. La movilidad de los compuestos nitrogenados en los suelos también es variable y tiene relación con las cargas eléctricas que posee el compuesto, así como con las cargas eléctricas del suelo. De esta manera se pueden encontrar compuestos que tienden a fijarse en las superficies de intercambio, mientras que otros compuestos con menor afinidad tienden a lixiviarse junto con el agua que se infiltra a través de los estratos de suelo.

2.1. Ciclo del nitrógeno.

Este ciclo biogeoquímico tiene su depósito principal en forma gaseosa como nitrógeno elemental N_2 en la atmósfera terrestre. El paso de este elemento hacia los componentes vivos de los ecosistemas tiene lugar por dos procesos principales: 1) la fijación biológica del nitrógeno por bacterias (*Agrobacterium*) y 2) la formación de nitratos por acción de los rayos durante las tormentas y su posterior asimilación por los vegetales (figura 2-1). Los vegetales son capaces de asimilar el nitrógeno proveniente de la fijación por bacterias, el nitrógeno de nitratos y el amonio presentes en el suelo; a partir de aquí, este elemento se mueve a través de las cadenas alimenticias en forma de aminoácidos y proteínas que son obtenidos por los animales a partir del consumo de vegetales. El ciclo continúa con la materia orgánica en descomposición que libera nitrógeno en forma de ion amonio. Posteriormente, el amonio es transformado a nitritos por bacterias del género *Nitrosomonas* y posteriormente a nitratos por bacterias del género *Nitrobacter*. El nitrato se reduce a nitrógeno elemental o a óxido nitroso (N_2O) por bacterias desnitrificantes (*Pseudomonas*) en condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno molecular) y se transfiere nuevamente a la atmósfera (Binkley, 1993).

Las transformaciones que se llevan a cabo en las diferentes etapas del ciclo implican una serie de reacciones de óxido-reducción. En la etapa de fijación del nitrógeno

atmosférico se da la reducción del nitrógeno molecular a amonio mediante la siguiente reacción (Binkley, 1993):



Según Brock y Madigan, 1993, la fijación del nitrógeno se da por medio de bacterias de vida libre como *Azotobacter*, *Klebsiella*, *Beijerinckia* y varias cianobacterias entre los aerobios; *Chlostridium*, *Chromatium* y *Methanosarcina* entre otros anaerobios; por bacterias que viven en simbiosis con algunos grupos de plantas como las leguminosas: *Agrobacterium* y *Rhizobium*; actinomicetos como *Franckia*, estos últimos en asociación con plantas no leguminosas (*Alnus* y *Casuarina*). El nitrógeno fijado por las bacterias se transfiere a la planta hospedera por el tejido vascular en forma de asparagina para el caso de las leguminosas. La reducción del nitrógeno en la fijación es un proceso catalizado por la enzima nitrogenasa la cual es inhibida por la presencia de oxígeno molecular (O₂) y amoniaco (NH₃).

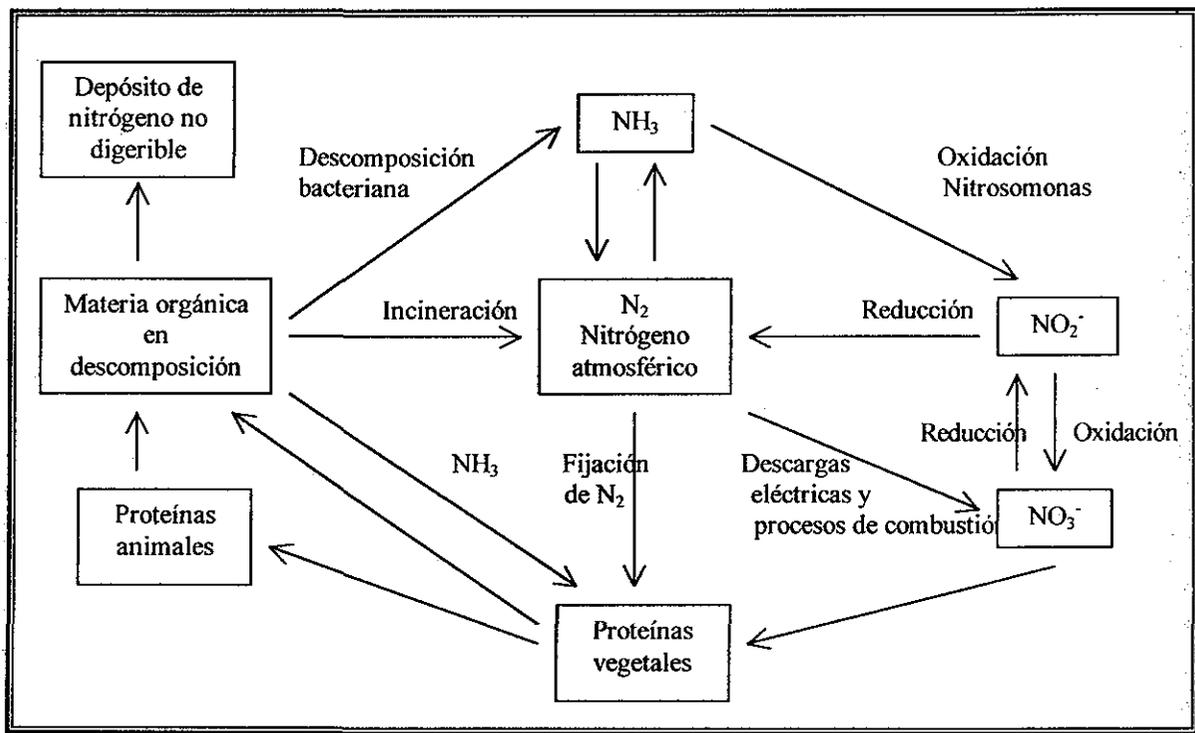
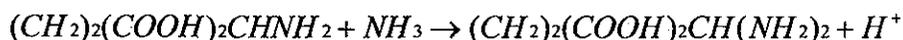


FIGURA 2-1. Ciclo del nitrógeno en la naturaleza.

Una vez que se ha fijado el nitrógeno atmosférico se da la asimilación del amonio por las plantas. En esta etapa se produce la aminación del amoniaco al unirse a una molécula orgánica, como el glutamato, para producir glutamina como la siguiente reacción (Binkley, 1993):



Las plantas pueden asimilar nitrógeno en cuatro formas importantes: nitrato, amoniacado, en forma orgánica (aminoácidos) y como urea. El nitrato es la forma utilizable de nitrógeno más abundante para las plantas; el amoniacado se encuentra donde ocurre la fijación de nitrógeno o en suelos húmedos anaerobios; el nitrógeno orgánico está disponible cuando hay materia orgánica en descomposición, pero en estas circunstancias la competencia con los microorganismos deja poco nitrógeno disponible para las plantas, por lo que no es una fuente importante para éstas; la urea también es un compuesto orgánico de menor importancia para la nutrición de las plantas en forma natural, aunque sí es muy utilizada como fertilizante comercial (Bidwel, 1979).

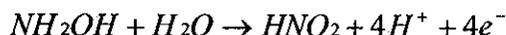
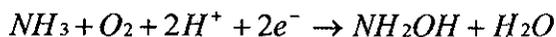
Mediante el proceso de fijación biológica del nitrógeno descrito hasta aquí, se consigue que este elemento pase de la forma gaseosa, inutilizable por la mayoría de los seres vivos, a la forma orgánica en la que puede establecerse el flujo de este elemento a través de la cadena alimenticia. Durante el flujo de nutrientes a través de la cadena alimenticia se presentan desperdicios de materiales (excretas animales), pérdidas estacionales de biomasa (árboles de hoja caduca) o bien el final del ciclo de vida de los organismos, eventos todos estos en los que se libera material orgánico muerto, parte del cual, puede ser aprovechado por los organismos descomponedores, pero que en su mayoría se mineraliza hasta compuestos inorgánicos más o menos simples por acción de estos mismos organismos. Al continuar con la serie de transformaciones que tiene el nitrógeno, en este punto se produce la liberación de amoniacado durante la descomposición de la materia orgánica que se da mediante el proceso conocido como amonificación. En la siguiente reacción se muestra la amonificación de la glicina (Binkley, 1993):



El amoniacado liberado de la materia orgánica se oxida hasta nitrato por acción de bacterias autotróficas que obtienen energía del amoniacado y elaboran compuestos orgánicos complejos a partir de CO_2 . Esta oxidación se da en dos pasos con la intervención de dos grupos de bacterias. La reacción global es la siguiente (Binkley, 1993):



Las bacterias del género *Nitrosomonas* son las responsables de la oxidación del amoniacado a nitrito. En una primera reacción, la enzima amoniacado monooxigenasa oxida el amoniacado a hidroxilamina (NH_2OH) y agua (H_2O). A continuación la enzima hidroxilamina oxidoreductasa oxida la hidroxilamina a nitrito (NO_2^-). Las reacciones (Brock y Madigan, 1993) son las que siguen:



Las bacterias oxidantes del nitrito pertenecen al género *Nitrobacter*. Estas bacterias emplean la enzima nitrito oxidasa para oxidar el nitrito a nitrato. La reacción que efectúan estas bacterias es como sigue:



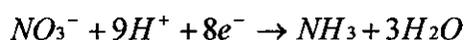
Los dos grupos de bacterias que intervienen en la oxidación del amoníaco son autótrofos y emplean el ciclo de Calvin para la fijación del CO_2 (Brock y Madigan, 1993).

Una vez liberados en el suelo los nitratos pueden ser reducidos a través del proceso de desnitrificación o bien ser utilizados por las plantas o por microorganismos. En el primer caso, conocido como reducción desasimilativa, el proceso de desnitrificación lo llevan a cabo bacterias que en condiciones anóxicas utilizan el O_2 del nitrato como aceptor de electrones y desechan el nitrógeno en forma de nitrógeno molecular o como óxido nítrico; en el segundo caso, conocido como reducción asimilativa, los nitratos son absorbidos y después reducidos para pasar a formar parte de moléculas orgánicas mediante amonificación.

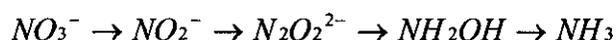
La reducción desasimilativa se lleva a cabo en dos pasos con la intervención de dos enzimas. La primera etapa en la que el nitrato es reducido a nitrito, se lleva a cabo con la participación de la enzima nitrato reductasa; mientras que la segunda etapa, en la que el nitrito se reduce a óxido nítrico (NO), después a óxido nítrico (N_2O) y finalmente a nitrógeno molecular (N_2), se lleva a cabo con la enzima nitrito reductasa (Brock y Madigan, 1993). La reacción global es la siguiente (Binkley, 1993):



En el caso en que el nitrato sea utilizado por plantas o microorganismos fotosintéticos se debe dar como paso inicial la reducción a amoníaco mediante la siguiente reacción (Binkley, 1993):



La reducción de los nitratos es un proceso muy importante para las plantas, ya que la mayor parte del nitrógeno disponible se encuentra en forma de nitratos. Las plantas deben reducir el nitrato hasta amoníaco (NH_3) que es el estado de reducción en que se encuentran los componentes nitrogenados en la materia orgánica. La serie de intermediarios en la transformación de nitratos no se conoce con certeza (Bidwel, 1979), pero se sugiere como más probable la siguiente:



2.2. El nitrógeno en los seres vivos.

El nitrógeno está presente en todos los seres vivos, ya que forma parte de la estructura de los aminoácidos y por lo tanto de las proteínas, y también como parte estructural de las moléculas de los ácidos nucleicos. Para las plantas es un nutriente importante, porque lo requieren en grandes cantidades y su disponibilidad en los suelos es limitada, esto debido a que no está contenido en los materiales formadores de suelo, sino que su presencia está determinada por los procesos biológicos que se dan en el suelo, así como del suministro derivado de las actividades agropecuarias o bien de forma indirecta como las emisiones de óxidos de nitrógeno que se depositan en los suelos, ya sea en forma de partículas o durante las precipitaciones pluviales.

Cuando las plantas están expuestas a un suministro deficiente de nitrógeno, muestran clorosis (amarillamiento) en las hojas maduras; las hojas jóvenes normalmente no muestran los síntomas, lo que significa que el nitrógeno se mueve de las hojas más viejas a las más tiernas para cubrir la deficiencia. La clorosis se manifiesta en las hojas jóvenes sólo cuando la deficiencia es pronunciada (Bidwel, 1979).

Los animales dependen de los vegetales para el suministro de nitrógeno, es decir, que los animales no son capaces de sintetizar aminoácidos ni ácidos nucleicos a partir de compuestos inorgánicos de nitrógeno como lo hacen las plantas.

Algunas formas de nitrógeno son tóxicas para los seres vivos. Por ejemplo, el amoníaco es tóxico para las plantas, por lo que en su presencia se activa la producción de aminoácidos para reducir su concentración dentro de las células. Para los peces, la presencia de amoníaco en el agua también resulta tóxica. En el caso de los seres humanos se tiene el caso de la metahemoglobinemia que es un mal que afecta a bebés de menos de seis meses de edad y es causado por la presencia de nitratos y nitritos en el agua de beber, y que puede causar la muerte de los infantes (Bidwel, 1979; Brock y Madigan, 1993; Winkler, 1998).

2.3. Efectos de los compuestos nitrogenados del agua en la salud humana.

La toxicidad por nitrato es causada por la conversión de éste a nitrito por acción de las bacterias del sistema gastrointestinal. El nitrito oxida la forma ferrosa (Fe^{+2}) de la hemoglobina a la forma férrica (Fe^{+3}). Este compuesto es la metahemoglobina que no captura oxígeno, produciendo un deficiente transporte de oxígeno de los pulmones a los tejidos. Normalmente se presentan niveles de 0.5 a 2.0% de metahemoglobina en la sangre de los seres humanos y no se presentan signos clínicos sino hasta niveles del 10%. Sin embargo, concentraciones arriba del 10% pueden causar coloración azul en la piel y labios (cianosis), con niveles superiores a 25% se presenta debilidad e incremento del pulso y cuando los valores llegan a 50-60% puede ocurrir la muerte (Walton, 1951).

La conversión de nitrato a nitrito dentro del estómago se favorece a pH alto en el que las bacterias pueden crecer sin problemas ($\text{pH} > 5$). Esta situación es particularmente importante en el caso de los niños, quienes presentan normalmente un pH elevado dentro de su sistema gastrointestinal, lo cual los hace el grupo poblacional más susceptible por la metahemoglobinemia inducida por los nitratos (Bosch, 1950).

Otro efecto que se presenta cuando el agua de suministro contiene nitritos, es la formación de nitrosaminas que son compuestos carcinogénicos. Estos compuestos se forman por la reacción de amidas y aminas con nitrito (Canter, 1997).

La presencia de nitrato y nitrito tiene efectos también sobre los animales de granja como borregos, cerdos, caballos y vacas, entre ellos la cianosis, respiración rápida, aumento del ritmo cardiaco, orina frecuente y en casos severos la muerte. La producción de leche se reduce a consecuencia de estos compuestos (Canter, 1997).

2.4. Los compuestos nitrogenados en el medio ambiente acuático.

El nitrógeno en sus diferentes formas está presente en los cuerpos de agua en forma natural, pero siempre en concentraciones bajas (menores de 0.03 mg L^{-1}). Este nitrógeno proviene de la fijación por microorganismos en forma de amoníaco y también

de la descomposición de materia orgánica. Cuando la descomposición se produce en condiciones anaerobias se forman compuestos nitrogenados como los aminoácidos, ácidos nucleicos y amoníaco; mientras que con la digestión aerobia, se forman nitritos y nitratos además de los mencionados. En estas condiciones el nitrógeno se presenta como un nutriente limitante para los organismos que habitan en los ríos y lagos, de manera que un aporte de nitrógeno es absorbido rápidamente por los organismos fotosintéticos, pasando después a los consumidores a lo largo de la cadena trófica. Este mecanismo es el que mantiene niveles bajos de nitrógeno en la fase acuosa del ecosistema, mientras no se presenten aportes excesivos de este elemento.

El aporte de nitrógeno en los cuerpos de agua puede aumentar como consecuencia de las actividades humanas debido a la descarga de aguas residuales municipales e industriales, depositación de óxidos de nitrógeno, ya sea en forma de partículas o de lluvia ácida (como consecuencia de la contaminación atmosférica) y también debido al arrastre, por la lluvia o por infiltración del agua de riego, de los excesos de fertilizantes aplicados en terrenos agrícolas. Este aporte excesivo puede provocar dos problemas principales en el medio acuático, uno de ellos es el efecto tóxico, sobre todo del amoníaco, y el otro conocido como eutrofización que se presenta a mediano o largo plazo. Este último fenómeno se origina por niveles de nitrógeno y fósforo mayores a los que se presentan de manera natural.

El efecto tóxico del amoníaco se puede presentar cuando su concentración alcanza 3 mg L^{-1} , causando la muerte de truchas (Winkler, 1998). En el caso del nitrato se ha comentado el problema de la toxicidad por nitrato (metahemoglobinemia) que puede presentarse con dosis de $1.6 \text{ mg kg}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Walton, 1951), presentándose problemas cuando la concentración en el agua de suministro es mayor de 30 mg L^{-1} .

Cuando en un lago se presenta un aporte continuo de nitrógeno y fósforo por encima del suministro natural, se presenta un aumento en el crecimiento de los microorganismos fotosintéticos que viven en ríos y lagos. Este crecimiento ocasiona incrementos en las poblaciones de animales y microorganismos que dependen de ellos, lo que ocasiona que un lago en estas condiciones sostenga una biomasa mayor de la que se presenta normalmente en condiciones naturales. Junto con el crecimiento de las poblaciones que habitan el lago, se incrementa la cantidad de desechos que éstas generan, excretas y materia muerta, con lo cual se incrementan las poblaciones de microorganismos descomponedores y finalmente el aporte de sedimentos al fondo del lago también se ve aumentado. La acumulación acelerada de sedimentos en el fondo de los lagos provoca que su ciclo de vida se reduzca considerablemente (Odum, 1972; Ramalho, 1983).

En situaciones extremas, el exceso de población dentro del lago puede generar una gran producción de desechos que a su vez sostienen poblaciones de microorganismos descomponedores que llegan a ejercer una demanda de oxígeno tan grande que el nivel de oxígeno llega a reducirse hasta matar a organismos mayores como peces y anfibios.

2.5. Transformaciones de los compuestos de nitrógeno en los sistemas de tratamiento.

Las aguas residuales municipales contienen compuestos nitrogenados como aminoácidos, urea y amoníaco provenientes de la orina, heces fecales y materia orgánica

en descomposición. Estos compuestos tienen una serie de transformaciones durante el tiempo que permanecen dentro de los sistemas de alcantarillado y posteriormente a su paso por los procesos de tratamiento secundario y avanzado, en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (Hauser, 1996).

En la actualidad, los países tecnológicamente más desarrollados están instalando sistemas de tratamiento avanzado en los que se eliminan principalmente nutrientes como nitrógeno y fósforo, con la finalidad de evitar problemas de eutrofización de los cuerpos de agua donde son descargados los efluentes tratados.

Los sistemas de tratamiento secundario se diseñan para remover la materia orgánica carbonácea contenida en las aguas residuales municipales. En estos sistemas, los compuestos nitrogenados no tienen transformaciones importantes por lo que los efluentes continúan ejerciendo una demanda de oxígeno, principalmente debido a su contenido de amoníaco.

En los sistemas de tratamiento avanzado se efectúa la nitrificación y posteriormente la remoción de nitrógeno y fósforo, ya sea en forma simultánea o en procesos independientes, mediante procesos biológicos o fisicoquímicos. En el caso de procesos biológicos, se dan las condiciones necesarias para que los microorganismos reduzcan el nitrógeno a partir de nitrato (NO_3^-) hasta la forma gaseosa (N_2), mientras que el fósforo se almacena dentro de los microorganismos y sale junto con los lodos de purga del sistema (Ramalho, 1983; Metcalf & Eddy, 1996; Winkler, 1998).

2.5.1. Formas de nitrógeno en el agua residual.

Las aguas residuales domésticas tienen concentraciones bajas de nitrógeno orgánico, principalmente en forma de urea, que proviene de la orina. La mayor parte de este nitrógeno se convierte a amoníaco en los sistemas de drenaje urbano (Hauser, 1996).

La tabla 2-1 muestra el contenido de nitrógeno en sus diferentes formas presente en las aguas residuales, reportado por Metcalf & Eddy, 1996.

TABLA 2-1. Contenido de nitrógeno en sus diferentes formas en las aguas residuales.

Forma de nitrógeno	Unidades	Concentración		
		Baja	Media	Alta
Nitrógeno total	mg L ⁻¹	20	40	85
N. Orgánico	mg L ⁻¹	8	15	35
Amoníaco libre	mg L ⁻¹	12	25	50
Nitritos	mg L ⁻¹	0	0	0
Nitratos	mg L ⁻¹	0	0	0

- Fuente: Metcalf & Eddy, 1996. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo I. McGraw-Hill Interamericana Editores SA de CV. México.

En su origen el agua residual municipal contiene nitrógeno en forma de compuestos orgánicos complejos, como proteínas, ácidos nucleicos y urea, a medida que se avanza por la red de alcantarillado, estos compuestos se transforman en otros más simples, como amoníaco, por acción de bacterias de metabolismo tanto aerobio como anaerobio, ya que en estos drenajes no hay un suministro adecuado de oxígeno. En estas condiciones la digestión de los compuestos nitrogenados alcanza a formar amoníaco, como puede verse en la tabla 2-1, pero no se presenta la nitrificación debido a la escasez

de oxígeno y a la ausencia de bacterias nitrificantes, las cuales requieren de tiempos de retención largos por su baja tasa de reproducción (Metcalf & Eddy, 1996).

2.5.2. Tratamiento secundario aerobio.

Con el tratamiento secundario de las aguas residuales municipales se consume la materia orgánica de tipo carbonáceo por acción de microorganismos aerobios heterótrofos. Existen varios sistemas de tratamiento en los que se realiza la remoción de esta materia orgánica como son: lodos activados, lagunas de oxidación y reactores de película fija. En esta etapa del tratamiento, las moléculas orgánicas complejas son transformadas, por oxidación, en su mayor parte a bióxido de carbono (CO_2) y agua, pero la fracción nitrogenada continúa en estado reducido en forma de amoníaco (Metcalf & Eddy, 1996).

2.5.3. Tratamiento avanzado. Remoción de nitrógeno.

Una vez que el agua residual ha pasado por los tratamientos primario y secundario, se obtiene un efluente con bajo contenido de sólidos suspendidos y de materia orgánica particulada y disuelta de tipo carbonáceo (DBO carbonácea). Sin embargo, el contenido de algunos elementos, principalmente nitrógeno y fósforo en forma de amoníaco y fosfato, respectivamente, aún es elevado y ocasiona problemas de eutrofización si se descarga en estas condiciones dentro de cuerpos receptores, por lo que es necesario reducir sus niveles en el efluente.

2.5.3.1. Nitrificación.

La remoción del nitrógeno amoniacal contenido en los efluentes se puede llevar a cabo mediante diferentes métodos: nitrificación-desnitrificación, desorción con aire, intercambio iónico, cloración a punto de quiebre o mediante sistemas de aplicación en terrenos (Metcalf & Eddy, 1996; Ramalho, 1983). De los métodos mencionados, el más comúnmente utilizado para el tratamiento de aguas residuales municipales es el de nitrificación-desnitrificación y es el que se comenta a continuación.

La oxidación del amoníaco no se lleva a cabo en los sistemas de tratamiento convencionales, pues en primer lugar se efectúa la remoción de materiales carbonáceos (por bacterias heterótrofas) y posteriormente se dan las condiciones para la nitrificación (por bacterias autótrofas). La transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos requiere el empleo de sistemas como el de aireación extendida, biodisco o zanja de oxidación. El hecho de que se requiera de mayores tiempos de retención para poder realizar la nitrificación se debe a que las bacterias nitrificantes tienen tiempos de duplicación más prolongados que las bacterias oxidantes de materiales carbonáceos, por lo que en los sistemas de lodos activados diseñados para remover la DBO carbonácea, los organismos nitrificantes son "lavados" del tanque de aireación antes de que puedan formar poblaciones importantes (Winkler, 1998). Las aguas residuales domésticas pueden contener de 30 a 40 ppm de nitrógeno amoniacal, mientras que el efluente llega a tener de 5 a 30 ppm en el sistema de lodos activados y de 2 a 10 ppm en el sistema de biodiscos (Hauser, 1996).

Los nitritos (NO_2^-) son un producto intermedio en el proceso de nitrificación y se presentan en bajas concentraciones en las aguas residuales domésticas. Los nitritos ejercen una demanda de oxígeno porque tienen una fuerte tendencia de oxidarse a nitratos. También son compuestos que reaccionan con el cloro por lo que ejercen una demanda de este elemento en los procesos de tratamiento secundario. En los sistemas que realizan la nitrificación parcial se encuentran mayores concentraciones, aunque sin rebasar 1 ppm, y en los sistemas con nitrificación completa su concentración es aún más baja (Hauser, 1996).

Los nitratos son compuestos más estables y no ejercen demanda de oxígeno ni de cloro. Su contenido en aguas residuales domésticas normalmente es menor de 5 ppm, y en efluentes tratados puede variar de 1 a 30 ppm dependiendo de si el sistema está diseñado para desnitrificar el agua (Hauser, 1996).

2.5.3.2. Desnitrificación.

La etapa de tratamiento que complementa a la nitrificación en el proceso para disminuir el contenido de nitrógeno del efluente es la desnitrificación. Con este proceso se consigue transformar el nitrato disuelto a nitrógeno gas (N_2) por acción de bacterias desnitrificantes como las *Pseudomonas* (Ramalho, 1983; Brock y Madigan, 1993).

La presencia de nitratos en los efluentes de las plantas de tratamiento de agua residual municipal es un factor que preocupa por sus efectos adversos sobre el medio ambiente y también sobre la salud humana. Cuando el agua tratada se descarga a un cuerpo receptor que se emplea posteriormente para abastecimiento de agua potable de la población, es importante que su contenido de nitratos sea bajo para evitar riesgos a la salud.

La desnitrificación es un proceso que consiste en la reducción del nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-) y posteriormente a óxido nitroso (N_2O) y a nitrógeno molecular (N_2). Este proceso lo llevan a cabo bacterias heterótrofas en condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno molecular $-\text{O}_2-$). El proceso consume materia orgánica carbonácea para proporcionar energía a los microorganismos, por lo que en los sistemas de tratamiento se debe adicionar en forma de metanol o de agua residual cruda. El nitrógeno reducido a óxido nitroso o a nitrógeno molecular se separa del agua en forma gaseosa hacia la atmósfera (Metcalf & Eddy, 1996).

2.5.4. Desinfección con cloro.

Para finalizar el proceso de tratamiento es necesario pasar el efluente por un proceso de desinfección antes de descargarlo a un cuerpo receptor, esto con la finalidad de evitar problemas sanitarios asociados con el uso posterior que se haga de esa agua.

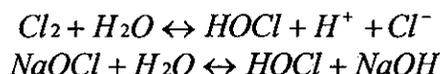
Las técnicas para desinfección de efluentes tratados pueden ser de cuatro tipos: 1) agentes químicos, 2) agentes físicos, 3) medios mecánicos y 4) radiación. En el primer tipo existen una gran cantidad de sustancias desinfectantes, pero las más utilizadas en el tratamiento de agua residual son el cloro y el ozono. Entre los agentes físicos que se emplean como desinfectantes están la luz y el calor, aunque se usan con más frecuencia en la industria de los alimentos. Los medios mecánicos consisten en el uso de tamices, sedimentadores y filtros, estos se utilizan en los sistemas de tratamiento, pero con

objetivos diferentes a la desinfección. La radiación puede ser de origen electromagnética, acústica y de partículas, de éstas se ha utilizado la radiación gamma para esterilización de agua potable y residual (Metcalf & Eddy, 1996).

De las técnicas mencionadas arriba, la más utilizada en la depuración de efluentes tratados es la desinfección con cloro, esto debido a su amplia disponibilidad, bajo costo y relativa facilidad en su manejo. Los factores que influyen en la acción de desinfectantes químicos como el cloro son: 1) tiempo de contacto, 2) concentración y tipo de agente químico, 3) temperatura, 4) número de organismos, 5) tipos de organismos y 6) naturaleza del medio líquido. Todos estos factores pueden influir en la eficiencia del tratamiento (Metcalf & Eddy, 1996).

Los compuestos de cloro que más se utilizan en las plantas de tratamiento de aguas residuales son el cloro gas (Cl_2), el hipoclorito de sodio ($NaOCl$) y el dióxido de cloro (ClO_2). De ellos los más utilizados son el cloro gas y el hipoclorito de sodio, aunque el uso del primero ha disminuido debido a los riesgos que implica su manejo.

Al entrar en contacto con el agua, el cloro gas y el hipoclorito de sodio, reaccionan para formar ácido hipocloroso mediante las siguientes reacciones:

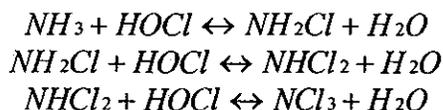


Las anteriores son reacciones de hidrólisis. En la solución se produce también la ionización del ácido hipocloroso con la reacción siguiente:



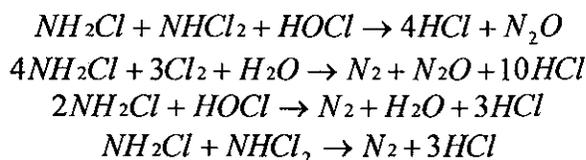
Las cantidades de ácido hipocloroso ($HOCl$) y de ion hipoclorito (OCl^-) presentes en la solución se denominan cloro libre disponible. La distribución relativa de estas formas químicas también es importante ya que la eficiencia desinfectante del ácido hipocloroso es de 40 a 80 veces mayor que la del ion hipoclorito. La distribución porcentual de estas dos formas químicas está determinada por la temperatura y el pH de la solución. A mayor temperatura se incrementa el porcentaje de ion hipoclorito, mientras que el porcentaje de este mismo ion aumenta al incrementarse el pH (Metcalf & Eddy, 1996).

Al contacto con el agua residual, la solución de cloro experimenta una serie de reacciones, de ellas las que más influencia tienen sobre su poder desinfectante son las reacciones que se dan con el amoníaco. Al combinarse el cloro con el amoníaco se generan principalmente monocloraminas (NH_2Cl) y dicloraminas ($NHCl_2$) y en menor proporción se forman el tricloruro de nitrógeno (NCl_3). Las reacciones se muestran a continuación:



Al cloro en forma de cloraminas y tricloruro de nitrógeno se le llama cloro combinado disponible y también actúa como desinfectante, pero con menor eficacia que el cloro libre.

En la práctica se emplea el método yodométrico para la determinación del cloro residual total. Este cloro residual total detecta las formas de cloro activas tales como el ácido hipocloroso, el ion hipoclorito, las cloraminas y el tricloruro de nitrógeno. Cuando se adiciona sucesivamente cloro a un agua que contiene amoníaco se llega a un máximo de cloro residual total después del cual su concentración comienza a disminuir. Esta disminución se debe a la destrucción de las cloraminas que se transforman en óxido nitroso (N_2O), nitrógeno gas (N_2) y ácido clorhídrico (HCl), este último no es detectado como cloro residual total y no tiene actividad desinfectante; por su parte, el óxido nitroso y el nitrógeno molecular se separan de la solución en forma de gas. La reducción del cloro residual total termina cuando la mayor parte del nitrógeno ha reaccionado y entonces se vuelve a incrementar su nivel, al punto mínimo que se alcanza se le conoce como el punto de quiebre. Esta transformación de las cloraminas a formas gaseosas es la que se aprovecha como forma de eliminación de nitrógeno en el tratamiento avanzado conocido como cloración al punto de quiebre. Las reacciones que suceden durante la destrucción de las cloraminas son las siguientes:



Ram y Morris, 1981, mencionan una serie de compuestos orgánicos nitrogenados, algunos de los cuales se ha comprobado que son precursores de compuestos carcinogénicos al combinarse con el cloro. Por ejemplo las aminas secundarias precursoras de nitrosaminas, compuestos aromáticos nitrogenados, triptofano, indol, ácido indolacético, óxidos de purinas y derivados aminados de pirrol. Estos autores analizaron agua procedente de algunos cuerpos naturales, de suministros municipales y de cultivos de algas en laboratorio; los niveles que encontraron, a pesar de no ser elevados, son suficientes para hacer que la cloración de esas aguas a niveles normales sea ineficaz debido a la formación de compuestos orgánicos clorados que tienen menor actividad contra los microorganismos.

2.6. Contaminación nitrogenada del agua subterránea.

Las principales fuentes de contaminación nitrogenada se pueden ubicar dentro de tres grupos principales: las fuentes industriales, la agricultura y las fuentes orgánicas.

Dentro de las fuentes industriales se encuentra a un gran número de ramos de la industria que utilizan materias primas de tipo nitrogenado (amoníaco, ácido nítrico) como la industria de los explosivos, o bien industrias que generan productos nitrogenados como la industria de los fertilizantes.

Por su parte, la agricultura aporta grandes cantidades de compuestos nitrogenados al suelo como consecuencia de fertilización excesiva y mal manejo de fertilizantes principalmente. Las mayores fuentes nitrogenadas que se emplean en la fertilización de

cultivos son el nitrato, el amonio y la urea. Sin embargo, la forma que ocasiona los mayores problemas por su baja adsorción en los suelos y su lenta transformación es el nitrato. Este compuesto migra con facilidad cuando se encuentra formando parte de la solución del suelo, debido a que su carga negativa hace que no pueda ser retenido por las superficies de intercambio del suelo, también con carga negativa, por lo cual se encuentra en concentraciones variables en las aguas subterráneas de las zonas agrícolas.

Entre las fuentes orgánicas se encuentran las industrias que procesan alimentos, las granjas (que generan desechos animales) y la descomposición de residuos de cosechas y abonos orgánicos en los campos agrícolas.

Winkler, 1998, menciona diversas industrias que generan residuos nitrogenados, entre ellas la industria de los fertilizantes que en la fabricación de amoníaco, ácido nítrico, nitrato de amonio, sulfato de amonio y urea produce residuos de todos ellos como resultado de derrames, lavado de recipientes y descarga de depuradores. La industria de los explosivos en la fabricación de nitrocelulosa, TNT, nitroglicerina y dinamita utiliza nitrato de amonio y ácido nítrico como materia prima. Las plantas de refrigeración utilizan amoníaco como fluido termodinámico. Las industrias de fabricación de fibras sintéticas utilizan amoníaco en las operaciones de lavado y limpieza.

El mismo autor, menciona también algunas fuentes de contaminación orgánica como las aguas residuales domésticas. Las explotaciones intensivas de animales de granja producen suspensiones con alto contenido de materia orgánica. Las industrias que procesan y empaacan alimentos (leche, carne, verduras y frutas) generan efluentes con alto contenido de proteínas.

Baier y Rykbot, 1976, hicieron un estudio para determinar la influencia de la intensidad de fertilización sobre la concentración de nitrato en el agua subterránea en Suffolk County (Long Island), Nueva York. El estudio se centró en el cultivo principal que es la papa, para el cual un estudio previo había mostrado que las prácticas de fertilización ocasionaban pérdidas sustanciales de nitrógeno, y en muchos casos el exceso de nitrógeno reducía el rendimiento del cultivo. Se estimó que la pérdida anual de nitrógeno era de $55.5 \text{ kg-N ha}^{-1}$ lo que ocasionaba un aumento en la concentración de nitratos de 10 mg-N L^{-1} en la parte superior del acuífero. El promedio de fertilización nitrogenada en la zona está entre 222 y 278 kg-N ha^{-1} , mientras que la cantidad recuperada en la cosecha es de 83 a 167 kg-N ha^{-1} , por lo que la aportación de nitrógeno al acuífero se estima entre 55.5 y 194 kg-N ha^{-1} cada año. Ellos demostraron que con la aplicación de 167 kg-N ha^{-1} se obtenía un rendimiento óptimo de papa mientras que se mantenía la aportación de nitrógeno al acuífero por debajo de $55.5 \text{ kg-N ha}^{-1}$. Esto lo consiguieron fraccionando la aplicación de fertilizante en dos partes, una se aplica al momento de la siembra y la otra en el período de máximo crecimiento. Con esta propuesta se conseguiría mantener la concentración de nitrato en el acuífero por debajo de 10 mg L^{-1} cumpliéndose la norma estatal que marca esta concentración como límite máximo.

En un trabajo desarrollado en la DEPMI, Becerril, 1991, determinó la contaminación en una batería de 14 pozos localizados al oriente de la ciudad de México en la zona de Chalco, cercana al tiradero de residuos sólidos de Santa Catarina. Encontró que un indicador importante de que el agua de estos pozos está contaminada por los lixiviados del tiradero de residuos sólidos es la presencia de concentraciones elevadas de compuestos nitrogenados (18 mg-N L^{-1} de nitratos y 22.8 mg-N L^{-1} en forma amoniacal)

y algunos metales (3.81 mg L⁻¹ de hierro). Las mayores concentraciones de nitratos se presentaron en la temporada de lluvias, lo que atribuyó a que es cuando se presenta un mayor arrastre de estos compuestos acumulados en el suelo.

Una revisión realizada por Hallberg, 1986, muestra que la contaminación de acuíferos con nitratos en Estados Unidos está directamente relacionada con el uso agrícola del suelo. Las concentraciones de nitratos en acuíferos de zonas de bosque, zonas sin fertilizar y pastizales generalmente tienen niveles inferiores a 2 mg-N L⁻¹, mientras que los acuíferos en zonas de cultivos fertilizados y de producción animal intensiva tienen niveles normalmente mayores a 5 mg-N L⁻¹ y pueden alcanzar más de 100 mg-N L⁻¹. De las muchas variables que influyen en la concentración de nitratos en los acuíferos, las tres más importantes son: el tamaño de la fuente de nitrógeno, la cantidad de agua que se infiltra (en función de la conductividad hidráulica del material superficial y sub-superficial), y el grado de reducción o de nitrificación del nitrógeno.

Un estudio realizado por la US Geological Survey en Estados Unidos encontró que el 16% de los pozos que surten agua para irrigación y 12% de los que proveen de agua para consumo humano en las áreas rurales (tierras cultivadas) exceden el nivel de nitratos establecido por la EPA para agua potable (10 mg L⁻¹ como máximo). También encontraron que el nivel de los nitratos en pozos de menos de 30.5 m de profundidad sobrepasaba el límite establecido en el 21.2% de los pozos en tierras cultivadas, el 8.5% de los que se encuentran en áreas suburbanas, en 7% de los pozos de áreas urbanas y 3% de los pozos en áreas forestales. A medida que los pozos son más superficiales, el nivel de nitratos encontrado fue mayor (Richman, 1996).

2.7. Movimiento de los compuestos nitrogenados en los suelos.

La cantidad de amoníaco que se mueve por difusión en una unidad de área y de tiempo, es proporcional al coeficiente de difusión y al gradiente de concentración. En la interfase suelo-agua los gradientes de concentración pueden ser relativamente grandes y por lo tanto la difusión del amoníaco puede ser rápida. Se asume que la difusión molecular sigue la ley de Fick y se expresa en términos del coeficiente de difusión en el suelo o en el sedimento, D , que incluye los efectos de la tortuosidad, pero no de la adsorción. Los valores del coeficiente de difusión, D , normalmente son mayores para el nitrato que para el amonio, debido a que el nitrato es un anión y no se adsorbe en la superficie de intercambio del suelo (Canter, 1997).

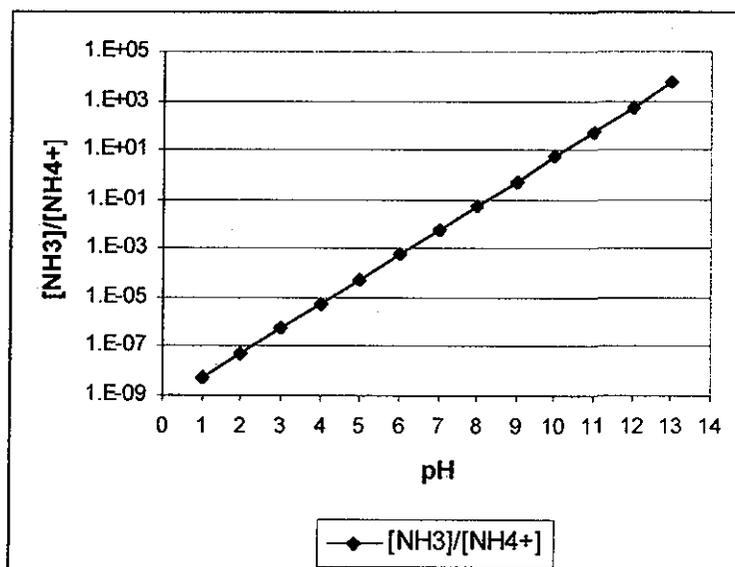
El amonio no se mueve a través de la zona insaturada hacia el agua subterránea debido a fenómenos de adsorción, intercambio iónico, asimilación por la biomasa microbiana o su liberación a la atmósfera en forma de gas. Posiblemente la adsorción es el mecanismo más importante en la retención del amonio en el ambiente subterráneo. En condiciones anaerobias bajo la superficie el ion amonio (NH₄⁺) se adsorbe rápidamente en las partículas de suelo que tienen carga negativa. Dado que las condiciones anaerobias se dan preferentemente en suelos saturados, el amonio puede tener cierto movimiento, pero la adsorción sigue siendo el fenómeno más importante en la zona del acuífero (Canter, 1997).

Cuando la capacidad de adsorción y de intercambio de cationes de un suelo se han saturado, los sitios de intercambio de un suelo que se encuentra bajo una fuente de amonio llegan a un equilibrio con los cationes del lixiviado, entonces el lixiviado se

mueve hacia el agua subterránea con su concentración de cationes sin cambio. El amonio también puede incorporarse a la biomasa de microorganismos y plantas cuando entra al medio ambiente subterráneo, sin embargo, este mecanismo no remueve grandes cantidades de este compuesto. Otra forma en que el amonio sale del suelo es en forma gaseosa hacia la atmósfera, este mecanismo está muy influenciado por el pH de la solución, pero también es importante considerar el equilibrio de la concentración de amoniaco entre las fases sólida y gaseosa, en particular, cuando el pH de la solución es cercano al valor de pK (9.25) o mayor, en cuyo caso, la Ley de Henry tendrá mayor importancia para la volatilización. Cuando el pH es neutro o ácido el nitrógeno se encuentra en forma de amonio, mientras que en condiciones de pH básico el amonio se transforma en amoniaco y se puede volatilizar en forma de gas, como puede verse en la figura 2-2. La reacción es la siguiente:



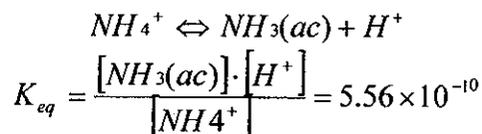
Las principales fuentes de amoniaco en los suelos agrícolas son la aplicación de fertilizantes y abonos orgánicos, incluidos la aplicación de lodos y aguas residuales municipales. Los factores que afectan el proceso de volatilización son el viento, profundidad de incorporación, pH, temperatura, humedad del suelo, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y saturación de bases (Yaron, y colaboradores, 1996).



TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

FIGURA 2-2. Relación amoniaco/amonio en solución, a diferentes valores de pH.

La influencia del pH en la volatilización del amoniaco se explica a partir de la constante de equilibrio en la reacción de ionización del amonio (NH_4^+). A continuación se indica la reacción y el valor de su constante de equilibrio:



El valor tan bajo de esta constante indica que con niveles de pH neutro o bajo predomina el ión amonio (NH_4^+) en la solución acuosa, mientras que con valores más altos se incrementa la proporción de amoníaco, lo cual favorece la volatilización (Yaron y colaboradores, 1996).

Donovan y Logan, 1983, realizaron un experimento en el que evaluaron la influencia del contenido de humedad del suelo, el pH, la temperatura y cinco tipos de lodos de desecho del tratamiento de aguas residuales sobre la volatilización del amoníaco. Ellos encontraron que el efecto del pH y la temperatura sobre la volatilización del amoníaco se comportó de acuerdo a lo calculado mediante consideraciones termodinámicas. También encontraron que la volatilización del amoníaco fue menor en el suelo seco que en el suelo húmedo a una tensión de 1.5 MPa, el comportamiento que observaron respecto a este factor fue similar al efecto que se presenta en la volatilización de fertilizantes en suelo húmedo. También observaron que la incorporación del lodo al suelo tiene un efecto importante en la volatilización del amoníaco. Con respecto al tipo de lodo aplicado ellos observaron mayor volatilización de amoníaco en el lodo estabilizado con cal, con $\text{pH} = 12$, con respecto a los lodos con estabilización aerobia y anaerobia. Los resultados de este trabajo se muestran en la tabla 2-2.

TABLA 2-2. Amoníaco volatilizado como porcentaje de nitrógeno aplicado ($\text{NH}_3\text{-N}$) en pruebas de significancia para varios lodos.

Origen del lodo	Tipo de lodo	Amoníaco volatilizado en 24h como porcentaje del total aplicado como $\text{NH}_3\text{-N}$	Prueba de linealidad	Prueba de intervalo múltiple de Duncan*
Columbus	Digestión anaerobia	8.3	a	a
Columbus deshidratado	Digestión anaerobia	7.8	a	a
Medina	Digestión aerobia	0.4	a	a
Columbus composta	Primario	No se detectó	a	a
Ashland	Digestión anaerobia y estabilizado con cal	15.8	b	b

- Fuente: Donovan W.C. and Logan T.J. 1983. Factors Affecting Ammonia Volatilization From Sewage Sludge Applied to Soil in a Laboratory Study. *J. Environ Qual.* 12: 584-590
- * categorías con la misma letra no son diferentes estadísticamente.

En el ambiente subterráneo el nitrato es más móvil que el amoníaco, esto se debe a su alta solubilidad y a su forma de anión. El nitrato puede migrar grandes distancias en los suelos permeables junto con agua subterránea que contenga oxígeno disuelto, ya que de otra manera ocurre la desnitrificación y el nitrógeno se volatiliza en forma gaseosa (Canter, 1997).

Amy y colaboradores, 1993, hicieron un seguimiento sobre el destino de compuestos formados como consecuencia de la cloración así como de compuestos nitrogenados en un agua tratada aplicada a un suelo para la recarga del acuífero. El contenido de amoníaco en los efluentes usados era bajo $<16 \text{ mg-N L}^{-1}$ y el contenido de nitratos también en niveles bajos $<8 \text{ mg-N L}^{-1}$. Después de la infiltración se encontraron niveles aún más bajos de ambos compuestos, $<4 \text{ mg-N L}^{-1}$ para el amoníaco y $<15 \text{ mg-N L}^{-1}$ para el nitrato, esto a 3.8 m de profundidad. Ellos concluyen que no hay riesgo en

utilizar esas aguas tratadas para la recarga del acuífero, ya que al mezclarse con el agua subterránea el contenido de nitratos se diluirá a niveles inferiores a los establecidos por EPA en aguas para consumo humano (10 mg L^{-1} de nitratos).

CAPÍTULO 3.

MANEJO DE LOS LODOS DE DESECHO DE LAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

El elevado contenido de materia orgánica presente, tanto en lodos primarios como secundarios, hace que sean materiales putrescibles; por otro lado su alto contenido de agua los hace voluminosos y pesados. El tratamiento de los lodos está enfocado a reducir en la medida de lo posible estas características, transformándolos en materiales biológicamente estables, con volumen mucho menor al que tenían al salir de la sedimentación, y con menor masa al reducirse el contenido de agua y la masa de microorganismos. De esta manera se facilita su manejo, ya sea para su uso como mejorador de suelo, como combustible, u otros usos alternos, o bien para su disposición final en rellenos sanitarios u otro tipo de confinamiento.

Ramahlo, 1983, menciona como los principales objetivos en el tratamiento de los lodos: 1) disminución de olores ofensivos; 2) reducción del volumen de agua y reducción de la masa de sólidos para facilitar su manejo; y 3) reducción del número de microorganismos patógenos.

3.1. Definición y características de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.

Una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (PTARM) es una instalación en la que mediante una serie de procesos físicos, fisico-químicos y/o biológicos, los contaminantes suspendidos y disueltos se separan de la mezcla, produciendo finalmente un efluente limpio por un lado (dentro de los límites permisibles por la normatividad), y un lodo de desecho que puede estar en estado líquido o sólido que contiene tanto los materiales suspendidos y disueltos contenidos originalmente, como los que se hayan agregado durante el proceso (o los productos resultantes de las reacciones efectuadas).

El influente es el término que se refiere al agua residual que ingresa a la PTARM para su limpieza. El efluente es el agua que sale de la PTARM y que contiene una cantidad mucho menor de contaminantes que la inicial y que puede liberarse a un cuerpo de agua natural sin afectar al medio ambiente.

El lodo de desecho es el material que se separa en los conductos de purga y lavado en los procesos de sedimentación y filtración durante el tratamiento de aguas residuales municipales. Este material se compone por sólidos sedimentables suspendidos

en agua en el primer caso, y por sólidos suspendidos más ligeros retenidos por el lecho filtrante en el segundo caso. En las PTARM se generan dos tipos de lodos básicamente que son los lodos primarios crudos, separados durante la sedimentación primaria, y los lodos secundarios, separados del agua residual una vez que ha dejado el reactor biológico.

El lodo primario está formado por material particulado de tipo orgánico e inorgánico que sedimenta con facilidad y se separa en la sedimentación primaria. El lodo secundario es el material sedimentable procedente del digestor biológico y que se separa en la sedimentación secundaria, también se le conoce como lodo activado.

Según Ramahlo, 1983, los lodos primarios contienen entre 30 y 50% de la DBO influente total; de la DBO removida en el reactor biológico, dos terceras partes las emplean los microorganismos como fuente de energía y el tercio restante pasa a formar parte de la masa microbiana, cuyo exceso se elimina del reactor a través de la purga de lodos.

3.1.1. Características físicas.

Las características físicas de los lodos que son de mayor importancia en los procesos de tratamiento son las que se refieren a sus propiedades para fluir y las que describen su composición física. Las propiedades mecánicas del agua se modifican a medida que aumenta la concentración de sólidos en las diferentes etapas de su tratamiento. Las variables que se modifican son la viscosidad y la densidad.

El estado de floculación que presenta el lodo también tiene un efecto sobre la facilidad con la que se lleve a cabo el espesamiento, haciéndose más eficiente en los lodos digeridos anaeróbicamente que en los tratados por digestión aerobia. En Vesilind y colaboradores, 1986, se menciona que es difícil obtener un lodo con más de 2% de sólidos en el espesamiento por gravedad de un lodo obtenido de un sistema de lodos activados.

La cantidad de sólidos que contiene el lodo se expresa por lo común en mg L^{-1} , aunque cuando se trata con lodos deshidratados en los que la consistencia es más parecida a una pasta o a un sólido, puede expresarse como porcentaje en masa ($\text{g}_{\text{sólido}}/\text{g}_{\text{lodo}}$). En este trabajo se trató con lodos en estado líquido y la densidad se considera como igual a la del agua pura, ya que no hay gran diferencia, y el trabajo no requiere de una mayor aproximación.

El contenido de sólidos en los lodos puede encontrarse en niveles bajos de 2 a 4% cuando se encuentra en estado líquido, que es la fase que presenta al salir de las operaciones de sedimentación, hasta valores superiores a 90% cuando se trata de lodos deshidratados. El contenido de humedad determina el modo de aplicación al terreno, cuando el lodo se encuentra en estado líquido se puede aplicar por inyección o por aspersión, mientras que un lodo deshidratado con 16 a 30% de sólidos se puede distribuir sobre el terreno y posteriormente incorporarse al suelo con el paso de un arado o una rastra (WPCF, 1988).

Con respecto a las propiedades de flujo, Vesilind y colaboradores, 1986, ubican al lodo de un sistema de lodos activados como un fluido no-Newtoniano y pseudoplástico. En estos fluidos se obtiene poco cambio en la velocidad con esfuerzos cortantes bajos, pero a medida que se incrementan, la relación se hace lineal.

3.1.2. Características químicas.

La composición química de los lodos varía de acuerdo al tipo de aguas residuales de las que proviene, por lo que no es constante a lo largo del año ni en lo referente al tipo de sustancias ni a su concentración. Las aguas residuales municipales contienen materia orgánica en su mayor parte (de origen fecal y desechos de alimentos), puede contener pequeñas cantidades de desechos industriales, residuos de productos domésticos de limpieza (cloro, amonio, grasas, solventes) y materiales orgánicos e inorgánicos arrastrados por las aguas pluviales.

Los lodos contienen muchos de los nutrientes necesarios para el crecimiento de los vegetales. La clasificación de los nutrientes vegetales se basa en la cantidad necesaria de cada uno de ellos por las plantas, por lo que se agrupan como macronutrientes y micronutrientes. El grupo de los macronutrientes es reducido e incluye al nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y azufre, aunque regularmente se manejan los tres primeros en el cálculo de dosis de fertilización; el grupo de los micronutrientes comprende los siguientes elementos: hierro, manganeso, boro, cobre, zinc, molibdeno y cloro (WPCF, 1988; Bidwel, 1979).

El manual sobre uso de sólidos de desecho de la Water Pollution Control Federation de Estados Unidos, 1988, proporciona datos sobre la composición química de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de agua residual municipal en ese país (tabla 3-1).

TABLA 3-1. Composición química promedio de lodos de desecho de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales de varias regiones de Estados Unidos.

Componente	Concentración % (base seca)		
	Mínimo	Máximo	Medio
Carbono orgánico	6.5	48	30.4
Carbono inorgánico	0.3	54.3	1.4
Nitrógeno total	<0.1	17.6	3.3
Nitrógeno amoniacal	<0.1	6.7	1.0
Nitrógeno de nitratos	<0.1	0.5	<0.1
Fósforo total	<0.1	14.3	2.3
Fósforo orgánico	<0.1	2.4	1.6
Azufre total	0.6	1.5	1.1
Calcio	0.1	25	3.9
Hierro	<0.1	15.3	1.1
Aluminio	0.1	13.5	0.4
Sodio	0.1	3.1	0.2
Potasio	0.2	2.6	0.3

- Fuente: WPCF. 1988. "Beneficial use of waste solids. Manual of practice FD-15. Water Pollution Control Federation. Virginia, USA.

Metcalf & Eddy, 1996, incluyen un cuadro que indica las características químicas y algunas físicas de lodos procedentes de varias etapas del proceso de tratamiento, estos datos se muestran en la tabla 3-2.

TABLA 3-2. Composición química y propiedades típicas de lodo crudo y digerido.

Componente	Lodo primario		Lodo primario digerido		Lodo secundario
	Intervalo	Típico	Intervalo	Típico	Intervalo
Sólidos totales (ST), %	2.0-8.0	5.0	6.0-12.0	10.0	0.83-1.16
Sólidos volátiles, % de ST	60.0-80.0	65.0	30.0-60.0	40.0	59.0-88.0
Grasas y aceites, % de ST					
Solubles en éter	6.0-30.0	-	5.0-20.0	18.0	-
Extractables con éter	7.0-35.0	-	-	-	5.0-12.0
Proteína, % de ST	20.0-30.0	25.0	15.0-20.0	18.0	32.0-41.0
Nitrógeno, % de ST como N	1.5-4.0	2.5	1.6-6.0	3.0	2.4-5.0
Fósforo, % de ST como P ₂ O ₅	0.8-2.8	1.6	1.5-4.0	2.5	2.8-11.0
Potasio, % de ST como K ₂ O	0-1.0	0.4	0-3.0	1.0	0.5-0.7
Celulosa, % de ST	8.0-15.0	10.0	8.0-15.0	10.0	-
Hierro (excepto sulfuro)	2.0-4.0	2.5	3.0-8.0	4.0	-
Sílice, % de ST como SiO ₂	15.0-20.0	-	10.0-20.0	-	-
pH	5.0-8.0	6.0	6.5-7.5	7.0	6.5-8.0
Alcalinidad (mg L ⁻¹ como CaCO ₃)	500-1500	600	2500-3500	3000	580-1100
Acidos orgánicos (mg L ⁻¹ como HAc)	200-2000	500	100-600	200	1100-1700
Contenido de energía, Btu lb ⁻¹	10000-12500	11000	4000-6000	5000	8000-10000

- Fuente: Metcalf & Eddy. 1996. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo I. McGraw-Hill Interamericana Editores SA de CV. México.

Los lodos también contienen elementos traza, es decir, aquellos que en bajas concentraciones pueden ser esenciales para plantas y animales en algunos casos, y en otros pueden tener efectos nocivos. Entre estos elementos se encuentran los metales pesados, los cuales están reglamentados por la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) y se restringe la aplicación de lodos por su contenido de arsénico (As), cromo (Cr), cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), selenio (Se) y zinc (Zn), (WPCF, 1988).

3.1.3. Características microbiológicas.

Los lodos primarios contienen una gran cantidad de sólidos sedimentables entre los que se encuentran muchos microorganismos provenientes, tanto del proceso de descomposición biológica que se da en los drenajes, como los procedentes del tracto digestivo en los desechos fecales (humanos, mascotas, animales callejeros, ratas, etc.).

Los lodos secundarios contienen una masa de microorganismos formada en el reactor biológico de la planta de tratamiento. Aunque los microorganismos patógenos para el ser humano no son los que se encargan de la descomposición biológica que se lleva a cabo dentro del reactor, algunas poblaciones de ellos resisten las condiciones del tratamiento y salen junto con el grueso de la población en la purga de los lodos.

La presencia de dichos patógenos se detecta generalmente de manera indirecta a través de organismos indicadores que se identifican con mayor facilidad en las muestras de agua. El parámetro que se emplea con más frecuencia para monitorear el contenido de

microorganismos patógenos en los lodos es el contenido de huevos de helminto. El apartado 503 título 40 del Código de Regulaciones Federales de la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (USEPA) basa sus limitaciones sobre el manejo de los lodos en su contenido de huevos de helminto, *Salmonella* y conteo en placa para bacterias y virus (USEPA 40 CFR parte 503, 1993; EPA/625/R-92/013, 1999).

Entre los grupos de microorganismos que se encuentran en los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales se encuentran bacterias, protozoarios, y algas. Otra forma de vida que es de importancia para la salud humana son los virus, los cuales en algunos casos, pueden resistir las condiciones del tratamiento y estar presentes en el efluente. Los virus pueden resistir el paso por el reactor de forma independiente, o más probablemente, pueden hacerlo como parásitos de microorganismos, principalmente bacterias. Los virus son de importancia para el ser humano por las enfermedades que ocasionan: hepatitis, gastroenteritis, etc.

La presencia de microorganismos patógenos en los lodos de desecho para su uso en terrenos agrícolas, es un factor de preocupación por el peligro potencial que representan, ya que pueden entrar en contacto con el ser humano a través de diferentes vías, ya sea por la ingestión de suelo transportado por el aire o durante actividades que implican movimientos de suelo, también de forma indirecta a través del consumo de verduras o frutas que se cultivaron empleando lodos de desecho. En el anexo 3 se presenta una tabla con 14 rutas de exposición a los contaminantes contenidos en los lodos aplicados en terrenos agrícolas, identificadas en un estudio realizado por la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (USEPA). Por ello se han realizado estudios como el de Palacios y colaboradores, 1999(a), quienes encontraron que la persistencia de la bacteria *Salmonella* en suelo irrigado con una suspensión de esta bacteria puede ser de hasta 10 días y su persistencia en plantas de alfalfa (*Medicago sativa*) expuestas a esta misma bacteria puede ser de 13 días. Ellos detectaron que el principal mecanismo por el que se reduce la población de *Salmonella* es la radiación solar y también detectaron que la presencia de la bacteria disminuye con la profundidad en el suelo.

3.2. Formas de disposición de lodos.

Los lodos pueden ser eliminados de las plantas de tratamiento en varias formas. Cuando se lleva a cabo su estabilización y un proceso de espesamiento, pueden ser dispuestos en un relleno sanitario, pueden ser empleados como materiales de relleno, o bien ser utilizados como abonos en terrenos agrícolas o forestales, o como mejoradores de suelos degradados por erosión. Otra forma de disposición consiste en su deshidratación para poder ser alimentados a una planta de incineración.

Sin embargo, en México muchas de las plantas de tratamiento en operación aún no cuentan con instalaciones para la digestión de los lodos, por lo que es una práctica común la de su descarga a los sistemas de drenaje o a cuerpos de agua cercanos. Esta práctica está lejos de ser apropiada, pues devuelve al cuerpo de agua una gran cantidad de los contaminantes que se retiraron en el proceso de tratamiento del agua residual, provocando que el trabajo que estas plantas realizan no tenga el impacto que se desea y se mantengan altos niveles de contaminación en los cuerpos receptores.

La disposición final de los lodos de desecho de las PTARM es un problema que debe solucionarse con el fin de eliminar realmente los contaminantes removidos de las

aguas residuales sin que puedan volver a ser dañinos para el entorno. Las dificultades que presenta esta etapa del tratamiento están relacionadas con el alto contenido de agua, que hace costoso su manejo y traslado, ya sea para disponer de ellos en un confinamiento, o bien al sitio donde puedan ser aprovechados en un uso alterno.

Respecto a la aplicación al suelo, Krogmann y colaboradores, 1997, comentan los trabajos de Shepherd, 1996, y de Misselbrook y colaboradores, 1996, quienes aplicaron lodos crudos y digeridos aerobiamente con dos técnicas: una en superficie y otra en inyección; ellos encontraron que hay mayor lixiviación de nitratos con la aplicación de lodos digeridos en comparación con los lodos crudos y que la aplicación en la superficie produjo menos lixiviados que la inyección.

El mismo autor cita el trabajo de L. Chen y colaboradores, 1996, en el que se compara la aplicación de biosólidos con la aplicación de estiércol bovino en pasto ray grass, y reporta que el estiércol liberó nitrógeno durante toda la fase experimental (84 días) mientras que los biosólidos sólo liberaron nitrógeno durante las dos primeras cosechas. Así mismo menciona una serie de trabajos en los que se aplicaron biosólidos en diferentes cultivos: ajonjolí, maíz y lechuga.

En otros trabajos reportados por Krogmann y colaboradores, 1997, se muestran incrementos en el contenido de nitrógeno, fósforo, cobre y zinc, así como aumento en la salinidad y contenido de materia orgánica del suelo. En cuanto a propiedades físicas del suelo menciona el trabajo de Abdusharar (1996), quien encontró que la aplicación de biosólidos mejora la tasa de infiltración y la estabilidad estructural del suelo, atribuyéndolo al incremento en la salinidad y contenido de materia orgánica.

Krogmann y colaboradores, 1997, comentan el trabajo de Larsen y colaboradores, 1996, quienes evaluaron el efecto de la aplicación de biosólidos durante 11 años en la restauración de unos terrenos, sobre la población de dos especies de escarabajos considerados como plaga, ellos encontraron que la aplicación de biosólidos contribuyó a que las poblaciones crecieran.

En algunos cultivos se presentan efectos negativos en el rendimiento a causa de la toxicidad por metales pesados (Cd, Zn, Ni). Un efecto indirecto lo muestra el trabajo de Barakah y colaboradores, 1996, que estudiaron el movimiento de metales en plantas de alfalfa y avena inoculadas con el hongo micorrízico *Glomus sp.*; encontraron presencia de metales en los tejidos aéreos de la alfalfa, pero no en los de la avena, atribuyendo este efecto a que los tejidos micorrízicos forman complejos con los metales y éstos no pueden ser trasladados a la parte aérea de la planta de avena.

3.3. Problemática relacionada con el manejo de los lodos en México.

La Comisión Nacional del Agua en el Programa Hidráulico 1995-2000, dentro del programa de agua potable, alcantarillado y saneamiento, establece la vigilancia para la disposición adecuada de lodos orgánicos de acuerdo con el Programa de Medio Ambiente 1995-2000.

Dentro del Programa Hidráulico mencionado, se pretende dar una solución integral al tratamiento de $42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales que genera la zona metropolitana mediante el Programa de Saneamiento del Valle de México a cargo de la CNA. Este proyecto incluye la construcción de macro-plantas de tratamiento para cada uno de los

emisores que desalojan las aguas del Valle y diversas acciones en las zonas de riego que aprovechan esos efluentes (CNA, 1996).

De acuerdo al Programa Hidráulico 1995-2000, para 1997 el número de hectáreas irrigadas con aguas residuales sin tratamiento descendería de más de 24,000 a 180 hectáreas (ver anexo 1). Los cuerpos de agua considerados con alto grado de deterioro ambiental y prioritarios para su recuperación son: Río Lerma, Río de los Remedios, Río Cuautitlán, Río de los Reyes, Río de la Compañía, Río Papalotla, Río San Javier, Río Tlalnepantla, la Cuchilla, Laguna de Zumpango y la Presa Alzate (Aspectos Medioambientales de México).

A nivel nacional, la Comisión Nacional del Agua (CNA) operaba en 1996 un total de 787 plantas de tratamiento de aguas residuales (anexo 2), que en conjunto suman un volumen de $52.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (CNA, 1996), sin embargo, en la mayoría de estas plantas no se cuenta con sistemas para el tratamiento de los lodos, y estos se vierten en forma cruda a los cuerpos receptores, lo que produce problemas ambientales como se mencionó anteriormente. Para 1999 la CNA contabilizó 1000 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales incluyendo tanto las operadas por esa comisión como las operadas por otras instituciones (aunque no menciona cuáles), las cuales tenían un gasto de diseño de $67,547 \text{ L s}^{-1}$ con un gasto de operación de $42,397 \text{ L s}^{-1}$. Respecto al gasto de diseño, el 45% corresponde al sistema de lodos activados ($30,571 \text{ L s}^{-1}$), el 21.4% a lagunas de estabilización ($14,442 \text{ L s}^{-1}$) y el 7.7% al sistema de lagunas aireadas; al resto de las plantas corresponde un 25.6% del gasto de diseño ($17,332 \text{ L s}^{-1}$) con otros sistemas de tratamiento entre los que se cuentan reactores anaerobios y tanques Imhoff (CNA, 1999).

Sin embargo, las fuentes consultadas no mencionan la existencia de sistemas de tratamiento de lodos de desecho, en las plantas de tratamiento de agua residual municipal (CNA, 1996 y 1999).

3.4. Manejo de lodos a nivel internacional.

En el Reino Unido el principal destino de los lodos municipales es su aplicación en campos agrícolas, para 1991 el 42% de los lodos generados eran dispuestos de esta manera, mientras que el 30% se vertía en el mar; sin embargo se planteó que para el año 1998 se dejaría de disponer lodos de esta última forma (Davis, 1996). El mismo autor proporciona una tabla donde se indica el destino que tienen los lodos generados en aquel país como se muestra en la tabla 3-3.

La política europea incorpora el concepto de desarrollo sustentable y tiene la siguiente prioridad en el manejo de los lodos: a) prevención, b) minimización, c) reciclaje, d) incineración (con aprovechamiento de energía) y e) relleno sanitario (Davis, 1996).

En la Comunidad Europea en su conjunto se disponía en 1990-91 de 40% de sus lodos en relleno sanitario. En esa región los generadores de lodos se enfrentan con problemas como: a) falta de sitios de disposición suficientes, b) aumento en las presiones de las normativas ambientales y c) necesidad de encontrar soluciones económicamente efectivas para disponer de ellos. En general con mejores prácticas de manejo se logra que los lodos puedan disponerse en un mayor número de sitios (Davis, 1996).

TABLA 3-3. Sitios de disposición de lodos en el Reino Unido 1990-91 ($\times 10^3$ ton materia seca/año).

Sitio o destino	Total de lodos
Agricultura	465 (42%)
Tierras de disposición de lodo	25 (2%)
Vertido al mar	334 (30%)
Incineración	77 (7%)
Relleno sanitario	88 (8%)
Beneficio	68 (6%)
Almacenamiento	50 (5%)

- Fuente: Davis, R.D. The Impact of EU and UK Environmental Pressures on the Future of Sludge Treatment and Disposal. Water and Environmental Management. Volume 10 No. 1 February 1996. London, England.

3.5. Uso de lodos y aguas residuales para el riego de suelos agrícolas.

En el Valle Salinas condado de Monterey, California, Estados Unidos, se tenían problemas por la extracción excesiva de agua subterránea, lo que ocasionaba que el nivel freático bajara y se produjera una intrusión salina hacia los acuíferos. En 1980 se ejecutó un proyecto (Monterey Regional Water Pollution Control Agency, 1987) con el que se pretendía mostrar que el uso de agua residual tratada no causaba daños a los suelos y los cultivos no se veían afectados en su rendimiento y calidad para consumo humano. Se montó un experimento en el que se comparó el riego con agua de pozo y agua residual tratada por el proceso Title-22 (T-22) y un efluente filtrado. Este experimento que tuvo una duración de cinco años demostró que: 1) no había acumulación de metales pesados en los suelos; 2) los niveles de salinidad eran más altos en las aguas tratadas, pero sin llegar a niveles que impidieran su uso en la agricultura ($STD < 480 \text{ mg L}^{-1}$, adecuado para riego; $STD > 1920 \text{ mg L}^{-1}$, inutilizable para la agricultura); 3) el consumo de las hortalizas cultivadas no representaba un riesgo en la transmisión de virus, bacterias y coliformes patógenos; 4) no había acumulación de metales en las partes comestibles de los cultivos en que se hizo la prueba (alcachofa, brócoli, coliflor, apio y lechuga); 5) la irrigación con agua residual tratada no aportaba contaminantes al agua subterránea más allá de lo que podían aportar los fertilizantes (se evaluaron los mismos metales que para el suelo además de nitratos); 6) la tasa de infiltración no se alteró como consecuencia del riego con aguas tratadas (aporte de sodio); 7) no se detectó la presencia de patógenos en áreas vecinas asociada con la dispersión de aerosoles provenientes de la zona de estudio. El aporte de nutrientes de los dos efluentes utilizados en el trabajo se muestran en la tabla 3-4.

TABLA 3-4. Aporte de los efluentes de los procesos de tratamiento de agua residual Title-22 y tratamiento con filtrado.

Nutriente	Efluente Title-22	Efluente filtrado
Nitrógeno	34kg ha ⁻¹	37kg ha ⁻¹
Fósforo	10kg ha ⁻¹	28kg ha ⁻¹
Potasio	52kg ha ⁻¹	66kg ha ⁻¹

- Fuente: Monterey Regional Water Pollution Control Agency. 1987. "Monterey wastewater reclamation study for agriculture. Final report april 1987" Engineering-Science. Berkeley, California, USA.

En un trabajo relacionado con la disposición de lodos de desecho de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en relleno sanitario, Colin, 1991, reporta un experimento en el que colocó columnas de 40 cm de diámetro y 90 cm de altura llenas con residuos sólidos domésticos triturados y estabilizados por tres años expuestas a condiciones atmosféricas. En la superficie colocó una capa de lodos con cuatro diferentes tratamientos: lodo digerido aeróbicamente, aplicado en líquido; lodo digerido aeróbicamente, aplicado en seco; lodo digerido anaeróbicamente, aplicado en líquido y lodo digerido anaeróbicamente, aplicado en seco. Los resultados que obtuvo al analizar el lixiviado que generó cada uno de los tratamientos se muestran en la tabla 3-5.

TABLA 3-5. Características de los lixiviados obtenidos de las columnas.

Determinación	Control	Lodo de desecho			
		Digestión aerobia, aplicado en líquido	Digestión aerobia, aplicado en seco	Digestión anaerobia, aplicado en líquido	Digestión anaerobia, aplicado en seco
Volumen percolado (L)	87	99	101	80	96
DQO (g-O ₂ por columna)	12	12	22	9.7	27
DBO (g-O ₂ por columna)	0.59	0.51	0.61	0.36	1.59
Amonio total (g-NH ₄ ⁺ por columna)		0.36	0.31		
Nitrógeno total Kjeldahl (g-N por columna)	0.91	3.03	1.47	2.0	2.60
Materia seca (g)	152	172	494	184	471

- Fuente: Colin, F. 1991. Experiences in the Laboratory and with Columns and Lysimeters for the Study of Sludge Landfilling en Colin, F; P. J. Newman; Y. J. Puolanne. 1991 Recent developments in sewage sludge processing. Elsevier. Applied Science. Northern Ireland.

3.6. Legislación ambiental con relación al manejo de lodos de desecho de las plantas de tratamiento.

En este apartado se comenta la legislación existente en México, Europa y Estados Unidos, referente al manejo que se debe hacer de los lodos de desecho generados por las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales.

La consulta de la normatividad respecto al manejo de lodos tiene como finalidad conocer las restricciones que imponen nuestras autoridades, al tiempo que se comparan los valores de interés que se obtuvieron en este trabajo. El conocimiento de las normas internacionales para este mismo rubro, permite hacer una comparación de los valores de interés obtenidos y también una comparación con el estado que guardan las normas en nuestro país. Sobre este último comentario, es importante tener en mente que, si bien, las normas mexicanas no imponen tantas restricciones como las correspondientes en Europa y Estados Unidos, es necesario que nuestros reglamentos sean acordes con las condiciones de nuestro país, pues los residuos que generamos no son de la misma naturaleza química ni se producen volúmenes comparables en muchos de los casos.

3.6.1. Normatividad mexicana.

Los lodos de desecho del tratamiento biológico de aguas residuales están considerados como residuos peligrosos por la NOM-052-ECOL (Diario Oficial de la Federación, 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. La clave CRETIB correspondiente es T (toxicidad al ambiente) y su clave ante el INE es RPNE1.1/02.

Actualmente, en nuestro país, está en elaboración una norma que regulará el manejo de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de agua residual municipal, la que tiene como objetivo establecer especificaciones de protección ambiental para el manejo de lodos generados en los procedimientos de tratamientos de aguas residuales (Programa de Normas Oficiales Mexicanas, 1999).

3.6.2. Normatividad en otros países.

La USEPA define como uso benéfico de los lodos a cualquier forma de disposición que aproveche al menos una de las siguientes propiedades de los lodos: contenido de nutrientes, acondicionador de suelos y/o propiedades combustibles (WPCF, 1988).

Uno de los puntos de más cuidado en cuanto a la aplicación de lodos en terrenos agrícolas es el contenido de metales. Las normas que establecen los distintos países se basan en los siguientes criterios: 1) no acumulación de metales pesados en el suelo más allá de concentraciones críticas; 2) minimización en la acumulación de metales en el suelo; y 3) estimación del riesgo.

Las normas para la disposición de lodos en suelos agrícolas para la Comunidad Económica Europea se encuentran en la Directiva 86/278/EEC. Tanto las normas europeas como las estadounidenses (fijadas por la EPA) establecen niveles críticos para la acumulación de metales en los suelos, pero no limitan a los compuestos orgánicos (Davis, 1976). Para la USEPA es un factor importante el contenido de patógenos en los lodos. El reglamento de la EPA con relación al uso benéfico de lodos fue publicado en el Código de Regulaciones Federales en octubre de 1979 como el título 40, parte 257 (40 CFR 257). En él se clasifica a los procesos de estabilización de lodos en aquellos que reducen significativamente el contenido de patógenos (PSRP) y los que eliminan a los patógenos (PFRP) (WPCF, 1988).

Para la Comunidad Económica Europea, la disposición de los lodos de desecho de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, está reglamentada bajo la directiva 86/278/CEE del 12 de junio de 1986 relativa a la protección del medio ambiente, en particular de los suelos, en la utilización de los lodos de desecho de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en agricultura. Tiene por objeto regular la utilización de los lodos de las PRARM en la agricultura para evitar efectos nocivos en los suelos, la vegetación, los animales y el ser humano, fomentando al mismo tiempo su utilización. Prohíbe la aplicación de lodos en cultivos hortícolas y para aquellos cultivos frutícolas en los que el producto esté en contacto con el suelo y se consuman en estado fresco. Limita la aplicación de lodos por su pH (cuando su pH es menor a 7), contenido

de nitrógeno y fósforo y por su contenido de metales: cadmio, cobre, níquel, plomo, zinc, mercurio y cromo. Así mismo establece que en los suelos donde se realizará la aplicación de lodos, debe realizarse un análisis para determinar su contenido de los metales arriba mencionados y de su pH, de manera que la aplicación de los lodos no ocasione la acumulación de metales por encima de los valores establecidos (Directiva 86/278/CEE, 1986).

TABLA 3-6. Clasificación de los lodos y restricciones para su aplicación en suelos agrícolas, forestales, sitios de acceso público o sitios en recuperación en la parte 503.32 del apartado 40 del código federal de regulaciones de la USEPA.

Requisito	Lodos clase A	Lodos clase B	Producto de limpieza de fosa séptica
Coliformes fecales	< 1000 NMP por 1g	< 2,000,000 NMP por 1g	NR
<i>Salmonella</i>	< 3 NMP por 4g	NR	NR
Virus entéricos	< 1 UFP por 4g	NR	NR
Huevos de helminto viables	< 1 por 4g	NR	NR
Unidades formadoras de colonia	NR	< 2,000,000 NMP por 1g *	NR
Tratamiento térmico	Alternativa 1	NR	NR
Tratamiento térmico-alkalino	Alternativa 2	NR	Requiere tratamiento térmico-alkalino
Tratamiento para eliminación avanzada de patógenos o equivalente	Alternativas 5 y 6	NR	NR
Tratamiento para eliminación significativa de patógenos o equivalente	NR	Alternativas 3 y 4	NR
Restricciones para el sitio de aplicación	NR	Aplica restricciones a los cultivos, al pastoreo y al acceso de personas al sitio de aplicación	No permite su aplicación en sitios de acceso público

* = media geométrica de 7 muestras

NR = no requerido

NMP = número más probable

UFP = unidades formadoras de placa

En los reglamentos de la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) el apartado 40 del código de regulaciones federales en su parte 503 establece límites en la concentración de metales en los lodos así como límites para las dosis acumuladas de ellos en los suelos. Los metales que se consideran en este reglamento son: arsénico, cadmio, cobre, plomo, mercurio, molibdeno, níquel, selenio y zinc. Este mismo reglamento controla la aplicación de lodos y productos de fosas sépticas a terrenos agrícolas, forestales, sitios con acceso al público y sitios en recuperación, para ello clasifica a los lodos en clases A y B y establece parámetros microbiológicos y técnicas de tratamiento para cada uno de ellos (tabla 3-6). Otro aspecto que controla este reglamento es la reducción de la atracción de vectores hacia los lodos, para ello las personas responsables de su elaboración y aplicación deben cumplir con

requisitos sobre reducción de sólidos volátiles, condiciones térmicas durante la digestión, tratamiento térmico-alcalino, contenido de humedad de los lodos, así como cubrir los lodos con el suelo una vez realizada la aplicación (USEPA 40 CFR parte 503, 1993).

3.7. Casos de estudio. Aplicación de lodos y efluentes tratados en agricultura.

Muñoz G. y colaboradores, 1999, aplicaron diferentes dosis de lodos de una planta de tratamiento de agua residual municipal en columnas empacadas con suelo agrícola del Valle del Guadalquivir, encontrando que la densidad aparente del suelo disminuyó cuando la dosis de lodo aplicada fue mayor (80 ton ha^{-1}), aunque estadísticamente no fue significativo. En cuanto a la retención de humedad encontraron que la dosis más alta de lodos condujo a la retención de un mayor volumen de agua lo que atribuyeron al incremento de microporos por la materia orgánica aplicada. La conductividad hidráulica saturada (K_s) disminuyó a medida que se incrementó la dosis de lodo, aunque el cambio más importante se presentó entre el testigo y el tratamiento con 40 ton ha^{-1} , sin embargo, en este caso tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

Palacios y colaboradores, 1999(b), trabajaron en un cultivo de plátano, aplicando agua de cinco calidades diferentes preparadas a partir de mezclas de agua blanca (AB), efluente secundario (ES) y efluente secundario desalinizado de una planta de tratamiento de agua residual municipal en las Islas Canarias. La conductividad hidráulica se redujo en todos los casos, pero sin llegar a niveles críticos para el cultivo, la producción fue mayor en el tratamiento con efluente secundario (ES) y la conductividad eléctrica que era el factor de mayor preocupación debido a la susceptibilidad del cultivo a las altas concentraciones de sales en el agua de riego no superó en ningún caso el nivel crítico en el que se reduce la producción del cultivo (0.5 dS m^{-1}).

En la DEPFI, Muñoz, 1997, realizó un trabajo sobre la lixiviación de aluminio en lechos de secado de lodos procedentes de un tratamiento primario avanzado con sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) en suelo del ex-lago de Texcoco. Él concluyó que es factible esta forma de disposición de lodos en esa zona, ya que el elevado pH de los suelos inmoviliza a las especies y complejos de aluminio. También advierte que aunque por su composición estos lodos después de su estabilización con cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) pueden emplearse para su aplicación a suelos agrícolas de acuerdo con las restricciones que establecen la Comunidad Económica Europea y la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (los reglamentos de ambos organismos no restringen la aplicación de lodos por su contenido de aluminio), esta forma de disposición está limitada por la toxicidad del aluminio sobre cultivos agrícolas y forestales (la concentración de aluminio en los lixiviados tuvo un promedio de 151.1 mg L^{-1}), aunque la disponibilidad de este metal también depende de las condiciones de pH del suelo donde se aplique.

CAPÍTULO 4.

MOVIMIENTO DE CONTAMINANTES EN EL SUELO

El principal medio por el que se mueven los contaminantes a través de las capas del suelo es el agua, por ello los modelos de transporte de contaminantes se basan en el flujo de agua a través de medios porosos, agregando términos que consideran otros fenómenos que modifican la velocidad con que estos contaminantes se pueden mover (advección, dispersión, difusión, adsorción, intercambio iónico, transformación microbiana y reacciones químicas).

Las propiedades físicas del suelo son las variables en las que se basa la descripción del flujo del agua en este medio. Las propiedades físicas del suelo que se toman en cuenta para modelar el flujo de agua en suelos son: porosidad, contenido de humedad y conductividad hidráulica.

El movimiento del agua en el suelo fue estudiado por el francés Henry Darcy, quien trabajando con medios porosos estableció una ecuación que describe el flujo de agua en función de la conductividad hidráulica del medio, el gradiente hidráulico existente y el área de la sección por la que se da el flujo.

La ecuación de Darcy aplica al movimiento de agua en la zona saturada, sin embargo, dado que la zona donde adquiere más importancia el movimiento de los compuestos nitrogenados, debido a que la mayor fuente de estos nutrientes es la fertilización en la agricultura, es la zona no saturada. El transporte de contaminantes a través de la zona no saturada se describe con la ecuación de Richards.

En la DEPM se han realizado trabajos sobre este tema como los de Rosengaus, 1982 y Sánchez B., 1989. El primero desarrolló un modelo numérico para la solución de problemas de transporte de contaminantes en el agua subterránea, este modelo aplica para la zona saturada, entre sus características destaca que maneja fuentes y sumideros variables en el tiempo, cinco formas de adsorción: equilibrio, Freundlich, desequilibrio, Langmuir y bilineal, y también maneja el decaimiento del contaminante.

El conocimiento de este tipo de fenómenos tiene aplicaciones importantes en otras ramas de la ingeniería como lo muestra el trabajo de Sánchez B., 1989, quien elaboró un modelo para simular el transporte de ácido aplicado en un pozo petrolero con el fin de disolver materiales particulados finos (arenas y arcillas) que se acumulan y reducen la permeabilidad en la zona aledaña a la perforación. Esta técnica se emplea para mejorar el rendimiento de los pozos mediante el aumento de la permeabilidad del suelo.

4.1. Características físicas del suelo.

Las propiedades físicas del suelo pueden ser muchas y muy variadas, pero de acuerdo con la disciplina que se trate, algunas de estas propiedades adquieren mayor importancia. Para la agronomía son importantes características como textura, densidad aparente, contenido de humedad (% en peso), capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP). En la mecánica de suelos son importantes la textura, densidad aparente, permeabilidad.

Desde el punto de vista de la contaminación de suelos, las características físicas que más influencia tienen sobre el transporte de sustancias a través del suelo son la porosidad (n), textura, contenido volumétrico de agua (θ), la densidad aparente, permeabilidad. A continuación se describe cada una de ellas.

4.1.1. Porosidad.

La porosidad de un suelo, n , es la medida de los intersticios que este contiene y se expresa como la relación del volumen de los vacíos, V_v , entre el volumen total, V_t .

$$n = \frac{V_v}{V_t} \times 100$$

Otra manera para calcular la porosidad de un suelo resulta de relacionar la densidad aparente (δ_a) con la densidad real (δ). La densidad real se refiere a la relación entre la masa total de las partículas sólidas con respecto a su volumen total excluyendo los espacios porosos. La densidad aparente es la relación entre la masa y el volumen de las partículas de suelo incluyendo los espacios porosos. La porosidad se calcula mediante la siguiente expresión:

$$n = \frac{\delta_s - \delta_a}{\delta_s}$$

TABLA 4-1. Porosidad de diferentes materiales constituyentes de los suelos.

Material	Porosidad (en porcentaje)
Arcilla	45-55
Limo	40-50
Arena media	35-45
Arena uniforme	30-40
Arena fina a media	30-35
Grava	30-40
Grava y arena	20-35
Arenisca	10-20
Pizarra	1-10
Caliza	1-10

- Fuente: Todd, D.K. 1959. Ground water hidrology. Toppan Company. Tokio, Japón.

La porosidad depende del arreglo y forma de las partículas del suelo, así como de su distribución por tamaño y grado de compactación. Por ello la determinación de la porosidad debe hacerse sobre muestras inalteradas. Los intervalos de porosidades para distintos suelos varían entre 0 y 60% (Todd, 1959). La tabla 4-1 muestra las porosidades de diferentes materiales constituyentes de los suelos.

4.1.2. Textura.

La textura se refiere a la proporción de arena, limo y arcilla que contiene un suelo. La distribución de materiales de distintos tamaños proporcionan al suelo características específicas de permeabilidad, compactabilidad y retención de humedad. También son el factor que determina, junto con el contenido de materia orgánica, el comportamiento químico del suelo. La arena y el limo están formados por minerales primarios y secundarios derivados directamente del material parental, mientras que las arcillas están constituidas por nuevos minerales formados a partir de sustancias provenientes de la intemperización química de las rocas (Townsend, 1973).

La clasificación más aceptada de los diferentes materiales de acuerdo con su tamaño es la adoptada por la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo en 1927 (tabla 4-2).

TABLA 4-2. Clasificación de acuerdo al tamaño de partícula de los materiales constituyentes de los suelos según la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo.

Fracción	Límites de tamaño expresados como diámetros de partícula
Arena gruesa	2.0-0.2 mm
Arena fina	0.2-0.02 mm
Limo	0.02-0.002 mm
Arcilla	<0.002 mm

- Fuente: FitzPatrick E.A. 1987. Suelos. Su formación, clasificación y distribución. Compañía Editorial Continental SA de CV. México.

La determinación de la textura de una muestra puede hacerse mediante tres métodos: mediante mallas, método de la pipeta y el hidrómetro de Boyoucos. El uso de mallas para la separación de los diferentes materiales por su tamaño tiene la limitante de que solo se pueden separar las arenas, mientras que los limos y arcillas no pueden determinarse; el método de la pipeta se basa en la ley de Stokes de la velocidad de sedimentación de partículas y consiste en dejar reposando una muestra de suelo dispersada en agua tomando muestras a intervalos de tiempo predeterminados, basados en el tiempo que tardan en sedimentar los distintos tamaños de partícula, a una profundidad fija para determinar su contenido de sólidos; el método del hidrómetro de Boyoucos también se basa en la velocidad de sedimentación, pero en vez de determinar el contenido de sólidos se mide la densidad del líquido a intervalos de tiempo predeterminados. El método más empleado es el del hidrómetro de Boyoucos, aunque cuando se requiere de información más precisa se usa el método de la pipeta, de hecho este último se emplea para calibrar el hidrómetro (Townsend, 1973; Juárez y Rodríguez, 1997).

Las arcillas se forman a partir de los minerales constitutivos de las rocas ígneas y metamórficas mediante procesos de transformación química. Sus componentes básicos

son silicatos de aluminio hidratados, en ocasiones acompañados de silicatos de magnesio, hierro u otros metales, también hidratados. En la estructura de las arcillas, estos minerales tienen, casi siempre, una estructura cristalina definida, cuyos átomos se disponen en láminas. Existen dos variedades de tales láminas: la silícica y la alumínica. El acomodo de los átomos que forman estas estructuras es el que proporciona a las arcillas cargas eléctricas que son responsables de su comportamiento, como se explica adelante (Juárez y Rodríguez, 1997).

La lámina silícica está formada por un átomo de silicio rodeado de cuatro átomos de oxígeno, dispuestos de manera que forman un tetraedro. Los tetraedros se agrupan en unidades hexagonales, con un átomo de oxígeno como nexa entre cada dos tetraedros. Las unidades hexagonales se repiten indefinidamente formando una redícula laminar. Por su parte las láminas alumínicas se forman por redículas de octaedros formados por un átomo de aluminio al centro y seis átomos de oxígeno alrededor. También en este caso es un átomo de oxígeno el que mantiene juntos a dos octaedros vecinos (Juárez y Rodríguez, 1997).

De acuerdo con su estructura reticular, los minerales de arcilla se clasifican en tres grandes grupos: caolinitas, montmorillonitas e ilitas. Las caolinitas ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) están formadas por una lámina silícica y una alumínica, que se superponen indefinidamente. La unión entre todas las redículas es lo suficientemente firme para no permitir la penetración de moléculas de agua entre ellas. En consecuencia, las arcillas caolínicas son relativamente estables en presencia de agua (Juárez y Rodríguez, 1997).

Las montmorillonitas $[(\text{OH})_4\text{Si}_8\text{Al}_4\text{O}_{20} \cdot n\text{H}_2\text{O}]$ están formadas por una lámina alumínica entre dos silícicas, superponiéndose indefinidamente. En este caso la unión entre las redículas del mineral es débil, por lo que las moléculas de agua pueden introducirse en la estructura con relativa facilidad, a causa de las fuerzas eléctricas generadas por su naturaleza dipolar, esto produce un incremento en el volumen de los cristales, lo que se traduce, macrofísicamente, en una expansión (Juárez y Rodríguez, 1997).

Las ilitas $[(\text{OH})_4 \cdot \text{K}_y(\text{Si}_{8-y}\text{Al})(\text{Al}_4\text{Fe}_4\text{Mg}_4\text{Mg}_6)\text{O}_{20}]$ están conformadas de manera similar a las montmorillonitas, pero su constitución interna manifiesta tendencia a formar grumos de materia, que reducen el área expuesta al agua por unidad de volumen, por ello, su expansividad es menor que la de las montmorillonitas (Juárez y Rodríguez, 1997).

La conformación física y química de las arcillas hace que estos materiales tengan propiedades muy particulares que tienen importancia en los mecanismos de flujo de solutos. Una de estas propiedades es su capacidad para adsorber materiales de diferente naturaleza química. En la DEPTI se han realizado diversos trabajos al respecto, a continuación se comentan los realizados con compuestos orgánicos por García, 1996, y por Iturbe, 1997; más adelante en el apartado 4.3.3 sobre intercambio iónico se comentan otros dos trabajos realizados con cadmio en suelos arcillosos por Urquiza, 2000 y por Badillo, 2000.

García, 1996, evaluó los parámetros de adsorción de dos compuestos orgánicos halogenados (tricloroetileno -TCE- y percloroetileno -PCE-) en diferentes tipos de suelo. Encontró una alta adsorción (K_d) para PCE en suelo arcilloso, mientras que en arena de Ottawa, prácticamente no hubo adsorción para los compuestos evaluados. Menciona también en su trabajo, que el uso de aguas residuales para riego agrícola constituye una

fuentes de compuestos orgánicos peligrosos como los evaluados que pueden migrar a través del suelo y contaminar el agua subterránea.

Por su parte Iturbe, 1997, evaluó el transporte y dispersión de PCE y TCE en el flujo a través de un medio poroso y desarrolló un modelo numérico para la descripción del fenómeno. Ella encontró un valor elevado para la constante de adsorción (K_d) para percloroetileno ($K_d=48\text{ml/g}$) en un suelo arcilloso del Valle de México, comparado con valores reportados para otros suelos. También encontró que la adsorción de TCE y PCE en suelos previamente tratados con lixiviados del ex-tiradero de residuos sólidos de Santa Cruz Meyehualco fue menor que la adsorción que se presentó en el suelo sin tratamiento previo.

4.1.3. Contenido volumétrico de agua.

El contenido de agua en un suelo puede expresarse de dos maneras distintas, una de ellas es la humedad absoluta que se calcula como la masa de agua contenida en la muestra dividida por la masa de suelo seco (a 105°C ; FitzPatrick, 1987), y la otra es el contenido volumétrico de agua que se calcula dividiendo el volumen de agua contenido en la muestra por el volumen total de la muestra. La humedad absoluta se emplea en agronomía para expresar los niveles de humedad a capacidad de campo (CC), punto de marchitez permanente (PMP) y saturación. El contenido volumétrico de agua se emplea en los modelos para describir el transporte de agua y contaminantes en los suelos.

Para los edafólogos, el contenido de humedad del suelo en las diferentes épocas del año es un parámetro para su clasificación. La clasificación de los horizontes con respecto a la humedad se basa en el régimen de humedad (drenaje) o condiciones de anaerobismo, con base en esta característica los suelos se clasifican como sigue: excesivamente drenado (excesivamente aeróbico), bien drenados (aeróbicos), imperfectamente drenados (débilmente anaeróbicos), mal drenados (fuertemente anaeróbicos), muy mal drenados (continuamente anaeróbicos) y suelos inundados (FitzPatrick, 1987).

Tratándose de los mecanismos de transporte de contaminantes, el contenido de humedad es un parámetro que indica el grado en que el contaminante está adsorbido al suelo. Cuando el contenido de agua es bajo, los contaminantes tienden a encontrarse adsorbidos en la fase sólida del suelo (Yaron, 1996). El contenido volumétrico de agua se expresa de la siguiente manera:

$$\Theta = \frac{V_w}{V}$$

Donde Θ es el contenido volumétrico de agua, V_w el volumen de agua y V el volumen de la muestra.

4.1.4. Densidad aparente.

La densidad aparente de un suelo es la masa seca dividida por el volumen ocupado por esa masa, ambos medidos en una muestra inalterada de suelo. Este parámetro tiene diferentes significados, de acuerdo con la disciplina de que se trate, pero

en general, es un indicador del grado de compactación que tiene un suelo, este grado de compactación varía con la textura, la profundidad a la que se tomó la muestra y las condiciones a las que ha sido sometido el estrato de donde proviene la muestra. Para los suelos agrícolas, la densidad aparente de la capa arable es de 1.3 g cm^{-3} , pero los extremos pueden variar entre 0.55 g cm^{-3} en algunos suelos desarrollados de rocas volcánicas a 2.0 g cm^{-3} para algunos horizontes inferiores muy compactados. Esta propiedad tiene importancia en estudios de fertilidad de suelos, debido a que las labores continuas con implementos pesados inducen compactación, reduciéndose la infiltración y la penetración de las raíces (FitzPatrick, 1987).

El cálculo de la densidad aparente se hace mediante la siguiente expresión:

$$\delta d = \frac{Ms}{V}$$

Donde δd es la densidad aparente, Ms la masa de suelo seco y V el volumen de la muestra.

4.1.5. Permeabilidad.

La permeabilidad de un suelo puede entenderse como la resistencia que opone éste al flujo del agua. El flujo de agua a través de medios porosos está descrito por la ecuación de Darcy, de la siguiente manera:

$$Q = \frac{dV}{dt} = kAi$$

Donde V es la velocidad de flujo, k el coeficiente de permeabilidad del suelo, A el área total de la sección transversal e i el gradiente hidráulico del flujo.

Se puede expresar de otra manera esta ecuación a partir de la ecuación de continuidad del gasto que establece:

$$Q = Av$$

Siendo A el área del conducto y v la velocidad del flujo. Sustituyendo en la ecuación de Darcy y despejando la velocidad se obtiene:

$$v = ki$$

De la ecuación anterior puede definirse el coeficiente de permeabilidad de un suelo como la velocidad que tendrá el agua que pasa a través de éste cuando se somete a un gradiente hidráulico unitario. Es importante tener en cuenta que la ecuación de Darcy aplica siempre que se tenga un régimen de flujo laminar (Juárez y Rodríguez, 1997).

Para medir la permeabilidad de un suelo existen varios métodos, Juárez y Rodríguez, 1997, los agrupan de la siguiente manera:

Métodos directos.

1. Permeámetro de carga constante.
2. Permeámetro de carga variable.
3. Prueba directa de los suelos en el lugar (mediante pozos de bombeo).

Métodos indirectos.

1. Cálculo a partir de la curva granulométrica.
2. Cálculo a partir de la prueba de consolidación.
3. Cálculo con la prueba horizontal de capilaridad.

El intervalo de valores para el coeficiente de permeabilidad que se maneja en mecánica de suelos oscila entre 10^2 y 10^{-9} cm s⁻¹.

4.2. Movimiento del agua en el suelo.

El estudio del movimiento del agua en el suelo comprende dos zonas que difieren básicamente en su contenido de humedad, éstas son la zona saturada y la no saturada. En la zona saturada, el suelo mantiene su contenido de humedad en el punto de saturación, mientras que en la zona no saturada el contenido de humedad puede variar desde niveles muy bajos hasta la saturación.

El movimiento del agua en la zona saturada está descrito por la ley de Darcy para flujo a través de un medio poroso, como ya se mencionó en el apartado 4.1.5.

Por su parte, el movimiento del agua en la zona no saturada es motivo de estudio, ya que presenta una gran cantidad de variables, muchas de las cuales no están bien entendidas. Debido a que en esta zona se presentan condiciones de humedad muy variables, la descripción del flujo debe tomar en cuenta fenómenos como la histéresis, la expansión y compactación de las arcillas, el intercambio de humedad con la atmósfera, etc., fenómenos que son sumamente complejos (Nielsen, 1989). Un modelo que se emplea con frecuencia para la solución de problemas de flujo en la zona no saturada es la ecuación de Richards, que toma en cuenta la histéresis ($d\theta/dh$), el gradiente en la tensión del agua (dh/dz), la conductividad hidráulica en función de la tensión del agua en el suelo ($k(h)$), así como fuentes y "sumideros" de agua en el sistema.

La ecuación de Richards asume algunas condiciones que pueden ser inválidas en algunas situaciones de campo: 1) ignora la compresibilidad del fluido y de la matriz del suelo y asume que la densidad del fluido, δ_w , es independiente de la concentración; 2) asume que la fase gaseosa tiene un papel insignificante en los procesos de flujo, por lo que la ecuación no distingue entre condiciones de saturación y no saturación (Nielsen y colaboradores, 1989).

4.3. Movimiento de solutos en la zona no saturada.

El movimiento de solutos en la zona no saturada del suelo está íntimamente ligado con el movimiento del agua, pero fenómenos como cambios de humedad provocan cambios en la fuerza con que son adsorbidos por el suelo, cambios en la velocidad de difusión, o bien, pueden quedar expuestos a fenómenos como la volatilización o la erosión (Hillel, 1998).

A continuación se describen, de manera general, los principales procesos que intervienen en el transporte de solutos en la zona no saturada del suelo, ellos son: advección, dispersión hidrodinámica, intercambio iónico (adsorción), volatilización y degradación biológica.

4.3.1. Advección.

El término advección se refiere al movimiento de un contaminante en solución a través de un suelo debido al flujo de la masa de agua que lo contiene. De esta manera, la velocidad de flujo del contaminante a través del suelo es la misma que la velocidad con que se mueve el agua. El flujo másico del contaminante es proporcional a su concentración en la solución y está dado por la ecuación:

$$J_c = qC = -C \left[k(\Theta) \frac{dH(\Theta)}{dz} \right]$$

Donde J_c es el flujo másico del soluto ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$), C es la concentración del contaminante (kg m^{-3}), q el gasto que pasa por unidad de área ($\text{m}^3 \text{m}^{-2}$), dado por la ley de Darcy, $k(\Theta)$ la conductividad hidráulica en función del contenido de humedad (m s^{-1}) y dH/dz el gradiente hidráulico (adimensional). $H(\Theta)$ es la carga hidráulica en función del contenido de humedad (Yaron y colaboradores, 1996).

4.3.2. Dispersión.

La dispersión o dispersión hidrodinámica se refiere a la extensión del frente de concentración del soluto debida a cambios en la permeabilidad del suelo, la mezcla del fluido y la difusión molecular. Debido a esa extensión se produce la dilución del soluto (Iturbe y Silva, 1992).

La dispersión hidrodinámica está dada por la ecuación desarrollada por Nielsen y Biggar (1962), aplicable para columnas de suelo:

$$J_e = J_w C - D_e \frac{\partial C}{\partial z}$$

Donde J_e es el flujo másico del contaminante, kg s^{-1} , D_e el coeficiente de dispersión efectiva, el cual combina los efectos de la difusión y el mezclado que produce la diferencia de velocidades al fluir la solución entre poros de distinto tamaño, C es la concentración del soluto, kg m^{-3} y J_w es el flujo de agua, $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (Yaron y colaboradores, 1996).

4.3.3. Intercambio iónico.

Este proceso tiene importancia en el movimiento de las formas iónicas de los compuestos nitrogenados como son los nitratos (NO_3^-) y el amonio (NH_4^+). Se considera que el nitrato tiene más movimiento a través del suelo, ya que por su carga negativa no puede ser retenido por la superficie de intercambio de las arcillas que también son de

carga negativa. En el caso del amonio, se tiene una mayor retención sobre los sitios de intercambio de las arcillas por su carga positiva, sin embargo, su movimiento será mayor a medida que el contenido de arcilla y limo en el suelo sea menor y predomine la textura arenosa, ya que este último material no contribuye sustancialmente con sitios de intercambio (Canter, 1997).

Al respecto se han realizado algunos trabajos en la DEPMI como los de Urquiza, 2000, y Badillo, 2000. La primera realizó un trabajo en el que evaluó diferentes condiciones experimentales para determinar la capacidad de adsorción (K_d) de cadmio (Cd^{2+}) en un suelo arcilloso. Con base en sus resultados ella recomienda utilizar muestras de suelo más grandes (ella utilizó una relación suelo-solución de 1:20) para reducir el error experimental, así como aumentar los tiempos de agitación para alcanzar el equilibrio. La importancia de trabajos como éste, radica en que no se tiene una técnica particular para medir la adsorción en un medio complejo como es el suelo, por lo que se emplean técnicas desarrolladas para medios homogéneos como el carbón activado.

Por su parte, Badillo, 2000, realizó pruebas sobre la adsorción de cadmio (Cd) en suelo arcilloso del Valle de México al adicionarle hematita (Fe_2O_3) y carbonatos (cascarón de huevo). Encontró que la presencia de óxidos hidratados de hierro (tratamiento con hematita) aumentó fuertemente la capacidad de adsorción de cadmio en el suelo, mientras que la presencia de carbonatos mostró poca afinidad hacia la adsorción de este elemento.

4.3.4. Volatilización.

Jury, 1986, define la volatilización como la migración en forma de vapor de una sustancia química desde la superficie del suelo hacia la atmósfera. La magnitud con que se da la volatilización está limitada por la concentración de vapor en la superficie del suelo y por la tasa con que se transfiere hacia la atmósfera. La volatilización potencial de una sustancia depende de su presión de vapor particular, mientras que la volatilización real, bajo circunstancias específicas, depende también de factores como el suelo, la atmósfera y aspectos de manejo que influyen todos ellos sobre el comportamiento de la sustancia en la interfase suelo-aire-agua.

Los modelos para describir la volatilización en el suelo deben incluir tres procesos que determinan la magnitud del proceso global, estos procesos son: la concentración de la sustancia en la fase sólida, el transporte del soluto hacia la superficie del suelo y los mecanismos de transporte de la superficie del suelo hacia la atmósfera.

4.3.5. Degradación biológica.

Los compuestos nitrogenados en el suelo están sujetos a varios tipos de degradación o transformación microbiana. Los compuestos que están sujetos a degradación son los de estructura más compleja como los aminoácidos y los ácidos nucleicos, cuyas moléculas son fraccionadas a estructuras más simples como las de los carbohidratos y liberándose amoníaco debido a la acción de microorganismos heterótrofos aerobios. Las transformaciones que se presentan son, por un lado, la oxidación del amoníaco a nitritos por *Nitrosomonas* seguida por la oxidación a nitratos por *Nitrobacter*, ambas bacterias autótrofas, ambas en condiciones aerobias; por otro lado

se presenta la reducción de nitritos y nitratos a óxido nitroso y nitrógeno gas bajo condiciones anóxicas (Brock y Madigan, 1993).

Además de las transformaciones mencionadas antes en los suelos agrícolas, se tiene otro mecanismo que remueve nitrógenos del suelo que es su utilización por los vegetales. Este mecanismo tiene influencia solamente en la capa superficial del suelo donde se desarrollan la raíces de las plantas, mientras que las transformaciones microbianas pueden darse a diferentes profundidades, siempre y cuando existan las condiciones necesarias par su desarrollo.

4.3.6. Flujo combinado de solutos.

Cuando se describe el flujo de un soluto a través de la matriz de suelo debe tenerse presente su comportamiento a lo largo del tiempo, es decir, si es un compuesto conservativo o no conservativo. Los solutos conservativos van a permanecer en la misma forma química a lo largo de todo el tiempo considerado, mientras que los solutos no conservativos van a experimentar una transformación, ya sea química o biológica, por lo que su concentración en diferentes estratos del suelo cambia no sólo debido a mecanismos de flujo, sino que también se presentan transformaciones que pueden aumentar o reducir la cantidad de soluto presente en el sistema.

El movimiento de solutos conservativos se puede expresar en función de tres mecanismos: advección, difusión y dispersión.

$$\left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{combinado} \\ \textit{de} \\ \textit{solutos} \\ \textit{conservativos} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{advección} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{difusión} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{dispersión} \end{array} \right]$$

En cambio, el movimiento de solutos no conservativos debe considerar la cinética de la transformación que ocurre al paso del tiempo.

$$\left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{combinado} \\ \textit{de} \\ \textit{solutos} \\ \textit{no} \\ \textit{conservativos} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{advección} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{difusión} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{l} \textit{Flujo} \\ \textit{por} \\ \textit{dispersión} \end{array} \right] \pm \left[\begin{array}{l} \textit{Cinética} \\ \textit{de} \\ \textit{degradación} \\ \textit{o} \\ \textit{transformación} \end{array} \right]$$

CAPÍTULO 5.

MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Descripción del experimento.

Para evaluar el efecto que tiene la aplicación de lodos digerido y crudo sobre suelos de diferentes texturas, se montó un experimento con un diseño en bloques al azar, en el que se utilizaron como tratamientos: 1) aplicación de lodo crudo; 2) aplicación de lodo digerido; y 3) aplicación de una solución nutritiva. En el diseño, se emplearon como bloques los suelos preparados con tres texturas diferentes: migajón arcillo-arenoso, arena migajosa y migajón arenoso. La tabla 5-1 muestra las nueve unidades experimentales resultantes de este diseño.

TABLA 5-1. Tratamientos evaluados.

Bloque	Tratamiento		
	Lodo crudo	Lodo digerido	Solución nutritiva
Suelo migajón arcillo-arenoso	1	4	7
Suelo arena migajosa	2	5	8
Suelo migajón arenoso	3	6	9

Las columnas se colocaron sobre una base de madera, que se instaló en la azotea del edificio A de la División de Estudios de Posgrado. Todas las columnas se sembraron con semillas de avena (*Avena sativa* var. Toluca) y una vez que las plántulas alcanzaron una talla de aproximadamente 10 cm (14 días después de la siembra), se inició con la aplicación de los tratamientos, es decir, lodos y solución nutritiva. Los lodos se aplicaron con intervalos de una semana y los lixiviados obtenidos de la parte inferior de las columnas, se colectaron para su posterior análisis en el laboratorio. Las aplicaciones de tratamientos se realizaron durante un período de ocho semanas.

Durante la fase experimental, fue necesario aplicar uno o dos riegos semanales, para mantener una humedad adecuada para el cultivo.

Experimentos con el uso de columnas empacadas con suelo y aplicación de lodos de desecho de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, han sido reportados por Muñoz G. y colaboradores. Ellos evaluaron los cambios en las propiedades físicas del suelo como densidad aparente, retención de humedad y conductividad hidráulica. Por otro lado, Colin, 1991, reporta un trabajo en columnas empacadas con desechos sólidos municipales estabilizados, en las que aplicó lodos

crudos y digeridos para evaluar la lixiviación de nitrógeno en tres diferentes formas (nitratos, amonio y total).

La aplicación de lodos en cultivos agrícolas, también se ha realizado a nivel experimental con el fin de evaluar la lixiviación y volatilización de compuestos nitrogenados, el rendimiento de diferentes cultivos, la acumulación de diversos elementos en los tejidos vegetales (nitrógeno, fósforo, cobre y zinc, por ejemplo), la toxicidad de algunos metales (como cadmio, zinc y níquel). Entre ellos, se encuentran los trabajos reportados por Krogmann y colaboradores, 1997, el realizado por la oficina de control de la contaminación del agua en Monterey (Monterey Regional Water Pollution Control Agency, 1987) y el trabajo de Donovan y Logan, 1983.

5.2. Descripción de la unidad experimental.

Cada unidad experimental, se construyó con un tramo de tubo de policloruro de vinilo (PVC, por sus siglas en inglés), empacado con un estrato inferior de grava de construcción, uno intermedio empacado con un tipo de suelo y en la parte superior se dejó una porción sin empacar, con la finalidad de contener el líquido aplicado como tratamiento.

En la parte inferior del tubo, se colocó una manguera de plástico para drenar la solución, una vez que ésta pasó a través de la columna de suelo.

5.2.1. Tubo de PVC.

Se utilizó un tramo de tubo de PVC de 55 cm de longitud y 10.5 cm de diámetro interior, tapado por la parte inferior y con una manguera de drenaje de 0.5 cm de diámetro en la parte baja.

5.2.2. Suelo.

Las mezclas de suelo empleadas en el experimento, se prepararon a partir de arena para construcción y de un suelo arcilloso que se obtuvo de un muestreo, en la zona de Azcapotzalco en la ciudad de México. Según la carta edafológica con escala 1:250,000 editada por la Dirección General de Geografía, en esta zona, el suelo predominante es Feozem Háplico de textura fina, con fase química salina ($4-16 \text{ mmohs cm}^{-1}$ a 25°C).

Antes de prepararse las mezclas, tanto la arena como el suelo arcilloso se secaron al aire y se pasaron por una criba de 2 mm para eliminar las partículas de grava.

5.2.3. Empaque.

El tubo de PVC se empacó en tres estratos. El estrato inferior, de 10 cm de espesor, se empacó con grava de construcción de 2 cm de diámetro, con el objeto de facilitar el drenaje de la solución una vez atravesado el estrato de suelo; el estrato intermedio, de 30 cm de espesor, se empacó con uno de los tres suelos empleados; y el estrato superior, de 15 cm de espesor, se dejó vacío, con el objeto de servir como depósito del líquido aplicado como tratamiento, durante el tiempo que tardaba en drenar a través de la columna (figura 5-1).

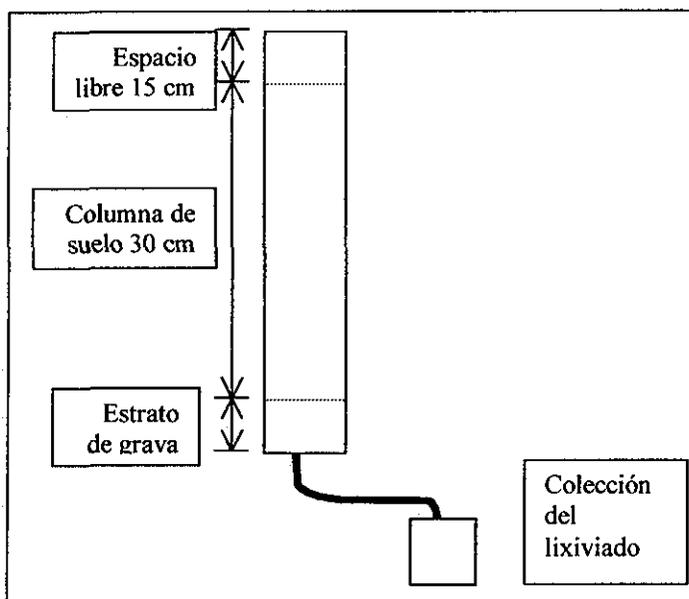


FIGURA 5-1. Diagrama de una unidad experimental

El empaque del suelo se realizó en seco, colocando capas de aproximadamente 5 cm de espesor y compactando ligeramente con una estaca de madera, hasta alcanzar el espesor final de 30 cm. Esto se hizo con la finalidad de evitar la presencia de espacios vacíos, que pudieran aumentar la velocidad de infiltración de la solución.

5.2.4. Lodo crudo.

Este material se colectó semanalmente en la recirculación de lodos del sistema de lodos activados de la PTARM de Ciudad Universitaria. El material se conservó en refrigeración (4°C), dentro de una garrafa de plástico de 20 L de capacidad y se utilizó para la aplicación como tratamiento, así como para la alimentación de un reactor aerobio de lodos.

5.2.5. Lodo digerido.

Se montó una celda Eckenfelder de 14 L de capacidad y con aireación continua. La celda se alimentó con 1 L de lodo crudo cada día, de manera que el tiempo de retención fue de 14 días. La purga de la celda se realizó semanalmente, colocando en una cubeta de plástico 10 L del líquido contenido en el reactor y dejándolo reposar durante una hora. Después de este tiempo, el sobrenadante clarificado se devolvió al reactor y el lodo obtenido se empleó para su aplicación como tratamiento.

5.2.6. Solución nutritiva.

La solución que se empleó como uno de los tratamientos, se preparó con de 412.5 mg L⁻¹ de nitrato de amonio (nitrato: 72.2 mg-N L⁻¹; amonio: 72.2 mg-N L⁻¹) y 475 mg L⁻¹ de nitrato de potasio (nitrato: 65.8 mg-N L⁻¹). Esta solución sirvió para detectar el

efecto de la materia orgánica aplicada, sobre la lixiviación de nitrógeno. Fue por eso que las concentraciones de amonio y nitratos se trataron de ajustar a los máximos que presentaron los lodos para cada uno de estos compuestos (amonio: 49.5 mg-N L^{-1} ; nitrato: 99.3 mg-N L^{-1}), aunque la solución tuvo una concentración mayor para ambos.

5.3. Manejo de las unidades experimentales.

En este apartado se describe el manejo que se dio a las columnas y al cultivo durante la fase experimental.

5.3.1. Cultivo.

En cada columna se sembró avena (*Avena sativa* var. Toluca) y 15 días después, se tomó una muestra de plantas para determinar la biomasa inicial y se realizó un aclareo para dejar 20 plantas por cada columna. El aclareo consistió en eliminar las plántulas que había en exceso, para lograr la densidad de plantación deseada, que en el caso de la avena, según SEP, 1989, es de 90 kg ha^{-1} 2,500,000 plantas por hectárea (90 kg de semilla por hectárea y 27,778 semillas por kilogramo).

5.3.2. Aplicación de tratamientos y colección del lixiviado.

Cada semana se aplicó 1 L del líquido utilizado como tratamiento, en cada una de las columnas. Después de la aplicación, se colocó un frasco de vidrio de 1 L de capacidad en la salida del drenaje inferior, con el fin de captar el líquido que lixiviaba a través de la columna. El lixiviado se almacenó en un frasco tapado y en refrigeración, para su análisis al día siguiente.

5.3.3. Riego.

Una o dos veces por semana, fue necesario aplicar agua a las columnas, con el fin de proporcionar la humedad requerida por el cultivo. Esto se hacía agregando sucesivamente pequeñas cantidades de agua, permitiendo que se infiltrara en el suelo antes de la siguiente adición. Cuando el agua comenzaba a salir por el drenaje inferior, se consideraba que el suelo estaba en capacidad de campo y ya no se agregaba más.

Lodo. El lodo crudo se aplicó tal como sale de la planta de tratamiento. El lodo digerido se sometió a una aireación por espacio de 15 días antes de su aplicación a las columnas de suelo (este período se determinó con base en un ensayo preliminar en el que se siguió la digestión de los lodos por un lapso de 21 días, hasta su estabilización).

5.4. Parámetros de operación.

Los parámetros que se determinaron para medir el efecto de los tratamientos fueron la concentración de amoníaco (NH_3), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). Estas determinaciones se hicieron en el lodo aplicado y en el lixiviado. En el apartado 5.7 se mencionan las técnicas de laboratorio que se emplearon en estas determinaciones.

5.5. Parámetros de calidad.

Como parámetros de calidad, se determinaron la textura, porosidad, conductividad hidráulica y pH del suelo, altura y biomasa del vegetal y pH en el lodo aplicado y en el lixiviado.

La textura, porosidad y pH del suelo se determinaron en una muestra de suelo tomada al inicio de la fase experimental. La conductividad hidráulica se determinó en la columna de suelo ya empacada antes de iniciar y al final de la fase experimental.

Durante el desarrollo del experimento se determinó la altura de las plantas de avena en seis ocasiones. La biomasa se midió al principio y al final del experimento.

En el lodo aplicado y en el lixiviado obtenido se determinó el pH. Las determinaciones se realizaron a los 36 y 63 días después de la siembra. Este parámetro sirvió como indicador de la forma química en que se presentan los compuestos amoniacales en la solución.

Las técnicas que se emplearon para estas determinaciones se explican en el apartado 5.7.

5.6. Duración del experimento.

Una vez armadas las columnas, se sembró la avena y se inició la aplicación de los tratamientos y también las determinaciones. A partir de ese día, se hicieron determinaciones semanalmente durante ocho semanas.

El cultivo de avena se mantuvo con suministro de agua mediante dos aplicaciones semanales: una aportación hecha por los tratamientos mismos (lodos y solución nutritiva) y la otra, fue un riego cada semana.

Para el riego, se trató de humedecer el suelo hasta su capacidad de campo agregando agua en pequeñas cantidades hasta que comenzaba a drenar por la parte baja del tubo.

En el anexo 4 se muestra la distribución en el tiempo de las actividades que se describen a lo largo de este documento.

5.7. Técnicas de determinación para los parámetros de calidad y de control.

En este apartado se mencionan las técnicas que se emplearon en la determinación de los parámetros utilizados, haciendo mención de las condiciones particulares en la manera de realizar la técnica en los casos en que se tienen opciones a elegir.

5.7.1. Determinación de la textura.

Una vez que se prepararon las mezclas de suelo como se mencionó antes, se determinaron las texturas resultantes mediante la técnica de la pipeta descrita en el manual para el análisis de aguas y aguas de desecho de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. La materia orgánica se eliminó calentando la muestra a 90°C durante una hora, agregando peróxido de hidrógeno (H₂O₂) concentrado, como defloculante se empleó una solución de 50 g L⁻¹ de oxalato de sodio y las muestras se tomaron a los 4'48" y 8 horas después de la agitación (véase anexo 6).

5.7.2. Determinación de la porosidad.

Esta determinación se realizó en una muestra de suelo tomada de la columna empacada, de acuerdo al método reportado por Juárez y Rico, 1997. La muestra se secó en la estufa a 105° C por 24 horas y se le determinó el volumen y la masa. Con estos datos se calculó la porosidad de acuerdo con la relación siguiente:

$$n = 1 - \frac{Ws}{s_s - Vm}$$

donde:

n = porosidad

Ws = masa de la muestra (g)

s_s = peso específico del suelo (1.65 g cm⁻³)

Vm = volumen de la muestra (cm³)

5.7.3. Determinación de la conductividad hidráulica.

Esta propiedad del suelo se midió por el método del permeámetro de carga constante descrito por Juárez Badillo y Rico Rodríguez, 1997. La medición se hizo directamente en la columna empacada con suelo, manteniendo una carga constante de agua sobre la columna, mientras se medía el gasto que fluía hacia el drenaje de la columna. La conductividad hidráulica se calculó con la ecuación de Darcy:

$$k = \frac{Q}{Ai}$$

donde:

k = conductividad hidráulica (m s⁻¹)

Q = gasto (m³ s⁻¹)

A = área de la sección de la columna (m²)

i = gradiente hidráulico, $i = \frac{h}{l}$, con h = altura de la columna de agua y l = longitud de la columna de suelo.

5.7.4. Determinación del pH del suelo.

Este parámetro se midió de acuerdo con la técnica reportada por Rump y Krist, 1992, la cual consiste en preparar una suspensión con una parte de suelo y 2.5 partes de agua destilada, después de agitada, se deja reposar y se mide el pH del líquido sobrenadante. Para la medición se empleó un potenciómetro análogo marca Corning modelo PH10, con una aproximación de ±0.1 unidad de pH.

5.7.5. Operación del reactor aerobio de lodos.

Para la digestión del lodo se utilizó una celda Eckenfelder de 20 L de capacidad con suministro constante de aire. El tiempo de retención hidráulico fue de 15 días y la alimentación del lodo crudo se realizó durante los 5 días hábiles de la semana. La purga

de lodos se hizo cada semana y el lodo resultante se empleó como tratamiento de tres de las columnas operadas en el experimento.

Los parámetros de operación del reactor fueron pH, sólidos totales, sólidos volátiles totales, nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitratos y nitrógeno de nitritos. El pH se determinó en el licor mezclado en tres ocasiones a lo largo de la operación con un potenciómetro marca Corning. Los sólidos totales y sólidos volátiles totales se determinaron en el influente y en el lodo de purga en cinco ocasiones durante la operación del reactor. Las determinaciones de nitrógeno se hicieron en el lodo crudo o influente y en el lodo de purga en ocho ocasiones a lo largo de la operación. Para la determinación de nitrógeno amoniacal se empleó la técnica de Nesslerización, en la determinación de los nitratos se usó la técnica de diazotización con ácido fenoldisulfónico, y para la determinación de nitritos se empleó la técnica del ácido sulfanílico.

5.7.6. Determinación de la biomasa.

Al inicio y al final del experimento se tomaron muestras de plantas de avena (*Avena sativa* var. Toluca) de cada columna, se secaron a la estufa a 105°C por 24 horas y se pesaron. Los resultados se expresaron como el promedio de masa seca por planta (mg por planta). Para la determinación inicial, se tomó una muestra de tres plantas y para la determinación de la biomasa final, la muestra fue de seis plantas.

5.7.7. Determinación de la altura de planta.

La variable altura de planta se midió en seis ocasiones a lo largo del experimento, empleando una cinta métrica para medir la altura de tres plantas por columna y el resultado se reportó como el promedio de estos tres datos.

5.7.8. Determinación del nitrógeno amoniacal.

El nitrógeno amoniacal se midió semanalmente en los lodos crudo y digerido, así como en la solución nutritiva. Se empleó la técnica de Nesslerización (APHA, 1971) y las lecturas de absorbancia se hicieron con un espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000. Las concentraciones se determinaron de acuerdo con la ecuación de la curva de calibración y el volumen de muestra empleado (ver anexo 5).

5.7.9. Determinación del nitrógenos de nitratos.

Esta medición se realizó con la técnica del ácido fenoldisulfónico (APHA, 1971). Las muestras mayores de 3 ml se evaporaron para permitir que la reacción del ácido fenoldisulfónico con el nitrato se llevara a cabo, ya que de lo contrario se presentaba una disipación del calor que no permitía esta reacción. Las lecturas de absorbancia se hicieron con un espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000 y el cálculo de las concentraciones se hizo con la ecuación de la curva de calibración, considerando el volumen de la muestra empleada (ver anexo 5).

5.7.10. Determinación del nitrógeno de nitritos.

Esta determinación se hizo con la técnica del ácido sulfanílico (APHA, 1971). Las lecturas de absorbancia se realizaron con un espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000 y las concentraciones se calcularon con la ecuación de la curva de calibración y de acuerdo con el volumen de muestra empleado (ver anexo 5).

5.8 Análisis de datos.

En este apartado se comenta sobre las técnicas que se emplearon para analizar los datos generados durante la fase experimental.

5.8.1. Propiedades físicas y químicas del suelo.

Las determinaciones realizadas dentro de este apartado, se emplearon para describir los suelos que se emplearon en el experimento. Los datos reportados en el capítulo de resultados y discusión respecto a estas propiedades (capítulo 6), corresponden a los promedios simples de las repeticiones hechas en cada caso: textura, porosidad, conductividad hidráulica y pH. En el caso de la capacidad de intercambio catiónico (CIC), se realizó una estimación basada en datos de CIC reportados en la bibliografía y la determinación de la textura, como ya se comentó en el apartado 6.1.5, por lo que no se emplearon técnicas estadísticas.

5.8.2. Operación del reactor aerobio de lodos.

En este caso, los valores obtenidos en las determinaciones realizadas, se promediaron y se presentan en forma de tabla y en una gráfica en el apartado 6.2.

5.8.3. Crecimiento vegetativo.

La discusión sobre este tema está basada en los valores promedio de biomasa y altura de planta, obtenidos de las repeticiones hechas en cada caso. Con estos datos se realizaron análisis de varianza para un diseño en bloques al azar y en los casos en que se detectaron diferencias significativas, se realizó la prueba de rango múltiple de Duncan (Montgomery, 1991). Los resultados se presentan en forma de una tabla y una gráfica en las secciones 6.3.1 y 6.3.2, y los análisis de varianza se presentan en el anexo 6.

5.8.4. Migración de los compuestos nitrogenados.

Los valores obtenidos en las determinaciones de nitrógeno amoniacal, nitratos y nitritos, tanto en los lodos aplicados como tratamientos como en los lixiviados, se emplearon para hacer análisis de varianza y en los casos en que se presentaron diferencias estadísticamente significativas, se realizó un prueba de rango múltiple de Duncan (Montgomery, 1991). Los resultados se muestran en forma de tablas y de gráficas en el apartado 6.4 y los análisis de varianza se presentan en el anexo 6.

5.8.5. Balance de masa.

Con los parámetros medidos y la estimación de los valores que no se determinaron, se realizó un balance de masa. Con los valores obtenidos para la masa de nitrógeno lixiviado de cada columna, se realizó un análisis de varianza y la prueba de rango múltiple de Duncan. Los valores que se generaron se presentan en el apartado 6.5 y el análisis de varianza con su respectiva prueba de rango múltiple de Duncan pueden verse en el anexo 6.

5.9. Tratamiento y disposición de los desechos generados durante la fase experimental.

El destino de los desechos que se generaron durante la fase experimental, se seleccionó de acuerdo con el tipo de sustancias presentes. Los desechos que generaron más preocupación por su contenido de sustancias peligrosas (metales) o de patógenos, fueron los desechos de los análisis químicos, los sobrantes de las muestras de lodos y lixiviados y los suelos empleados como empaque de las columnas.

Los desechos de los análisis químicos se neutralizaron antes de su disposición en el drenaje del laboratorio. Aunque sabemos que este tratamiento dista de ser el adecuado, debido a la presencia de sustancias peligrosas como el cloruro de mercurio o el clorhidrato de naftilamina, el laboratorio de la sección de Ingeniería Ambiental no cuenta con equipo ni personal capacitado en el tratamiento de estos desechos. Es importante tomar en cuenta que el tratamiento adecuado de residuos peligrosos como éstos, requiere procedimientos especiales como tratamiento térmico o columnas de intercambio, lo que lo hace costoso. Sin embargo, sería recomendable que la sección de Ingeniería Ambiental estableciera convenios con otros laboratorios, dentro o fuera de la Universidad, para dar tratamiento en conjunto a todos estos residuos.

Los sobrantes de muestras de lodos y lixiviados se vertieron directamente al sistema de drenaje. Los únicos cuidados que se tomaron para su manipulación, fueron el uso de guantes y cubre-boca, así como el empleo de auxiliar de pipeteado, para evitar el contacto directo con estos materiales que constituyen un riesgo de infección.

El suelo que se empleó en el empaque de las columnas se desechó, junto con los residuos sólidos del laboratorio, en el vehículo del servicio de limpia. Estos suelos llevaban una carga de contaminación microbiana, pero quizás lo más preocupante pudo ser la presencia de metales aportados por los lodos aplicados, aunque esto no se sabe con certeza, pues no se hicieron determinaciones al respecto. En este caso, tampoco se dio el tratamiento más adecuado, sin embargo, al igual que para los desechos de los análisis químicos, no se cuenta con un procedimiento de tratamiento para los desechos del laboratorio. Para la disposición adecuada de estos suelos, se requería cuando menos de un análisis para metales y quizás un análisis microbiológico. En caso de detectarse presencia de niveles importantes de metales, se hubiera precisado de una extracción antes de su disposición. En el caso de contaminación microbiológica, el tratamiento pudo ser con un agente químico, como cloro, o por tratamiento térmico, en este caso en autoclave, por su volumen relativamente bajo.

CAPÍTULO 6.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La presentación de los resultados comienza con una relatoría de los datos obtenidos en cada apartado seguida por una discusión en la que se relacionan los valores con los diferentes factores que pudieron influir en el comportamiento observado. Para el manejo de la información se agruparon los resultados en seis apartados, el último de los cuales consiste en una discusión general, dichos apartados son el de propiedades físicas y químicas del suelo, operación del reactor aerobio de lodos, crecimiento vegetativo, migración de los compuestos nitrogenados, balance de masa y discusión final.

Al analizar los datos para algunas de las variables, se encontró que no había diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos o entre bloques, a pesar de que se observaron diferencias numéricas que en algunos de los casos fueron grandes. Dentro del modelo estadístico, esto se explica por un error experimental grande. Cuando esto sucede, los efectos del tratamiento o del bloque (cuadrado medio del tratamiento o del bloque) se vuelven más pequeños, en comparación con el efecto del error experimental (cuadrado medio del error), de manera que el valor que se obtenga para la distribución F ($F_o = \frac{CM_{Trat}}{CM_{Error}}$ ó $F_o = \frac{CM_{Bloque}}{CM_{Error}}$) se reduce. De esta forma, mientras mayor sea el valor para el cuadrado medio del error, será más difícil obtener un valor que entre en la zona de rechazo de la hipótesis nula (igualdad en el efecto de los tratamientos o bloques).

Físicamente, el error experimental se debe a varios factores, entre los más importantes se pueden mencionar los siguientes: falta de control de los diferentes parámetros que intervienen en el proceso (por mala planeación, falta de recursos o falta de experiencia), fallas en el muestreo (tamaño, aleatoriedad, criterio del experimentador, etc.), precisión del equipo y técnicas de medición.

Las condiciones en que se realizó este experimento: el hecho de trabajar durante un período de tiempo largo (ocho semanas), en condiciones de intemperie y con materiales biológicos, no permitieron un control preciso en el manejo de las unidades experimentales. Sin embargo, en la discusión que se presenta a continuación se resaltan los casos en que se observaron diferencias, ya sea entre tratamientos o entre bloques, aunque esto no se haya reflejado en el análisis estadístico.

6.1. Propiedades físicas y químicas del suelo.

En este apartado se presentan y discuten los resultados obtenidos en cuanto a las características físicas y químicas del suelo de importancia en el flujo de solutos en la zona no saturada como la textura, porosidad, conductividad hidráulica, textura y pH.

6.1.1. Textura.

La determinación de la textura de los tres tipos de suelo empleados en el experimento, los ubica dentro de tres clases que son migajón arcillo-arenoso, arena migajosa y migajón arenoso. Los tres suelos son de textura gruesa por su alto contenido de arena (tabla 6-1) pero el migajón arcillo-arenoso mostró un alto contenido de partículas finas, 51.1% entre arcilla y limo, mientras que en los otros dos suelos predominan las partículas de arena.

TABLA 6-1. Resultados del análisis de textura en los tres suelos empleados en el experimento.

Suelo	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Clase textural
1	48.9	27.8	23.3	Migajón arcillo-arenoso
2	79.5	8.4	12.1	Arena migajosa
3	72.1	13.6	14.3	Migajón arenoso

El análisis de la textura muestra un alto contenido de arena en los tres suelos utilizados, esta característica es importante en los resultados de conductividad hidráulica y porosidad como se verá más adelante.

6.1.2. Porosidad.

Al determinar la porosidad en los tres tipos de suelo en evaluación antes de la siembra, se encontró un valor elevado para el suelo migajón arcillo-arenoso y porosidades intermedias para la arena migajosa y el migajón arenoso como se muestra en la tabla 6-2.

Estos resultados muestran que el volumen poroso del migajón arcillo-arenoso es mayor que para la arena migajosa y el migajón arenoso, debido al mayor contenido de arcilla. En el migajón arenoso se obtuvo un valor medio de porosidad, cercano a valores para suelos arenosos.

TABLA 6-2. Porosidad de los tres tipos de suelo empleados en el experimento.

Tipo de suelo	Porosidad $n=V_v/V_t$
Migajón arcillo-arenoso	0.59
Arena migajosa	0.37
Migajón arenoso	0.44

El valor de este parámetro es un indicador de la capacidad de retención de humedad para cada uno de los medios en cuestión. El migajón arcillo-arenoso presenta la

mayor capacidad de retención de agua comparado con las otras dos texturas. También es un indicador de la magnitud de la superficie expuesta por los diferentes suelos, por lo que con base en los resultados, el migajón arcillo-arenoso tiene una mayor superficie en contacto con la solución del suelo, esto proporciona un mayor tiempo de contacto de la solución con la superficie de intercambio de la arcilla para una misma velocidad de flujo, por lo que una mayor cantidad de solutos pueden fijarse en esas superficies.

6.1.3. Conductividad hidráulica.

Esta propiedad física del suelo se determinó en dos ocasiones, la primera al inicio de la fase experimental y la segunda al concluir ésta.

TABLA 6-3. Conductividad hidráulica en los tres suelos empleados en el experimento.

Suelo	Conductividad hidráulica ($m s^{-1}$)	
	Inicial	Final
Migajón arcillo-arenoso	4.98×10^{-5}	1.36×10^{-3}
Arena migajosa	2.73×10^{-4}	7.69×10^{-4}
Migajón arenoso	1.15×10^{-4}	7.84×10^{-4}

De acuerdo con lo esperado, la conductividad hidráulica inicial para el migajón arcillo-arenoso resultó ser más baja con respecto a la arena migajosa y al migajón arenoso; sin embargo, la diferencia en conductividad hidráulica entre estos dos últimos suelos no resultó tan grande como se esperaba. La conductividad hidráulica de la arena migajosa resultó ser 2.4 veces mayor que la del migajón arenoso y 5.5 veces mayor que para el migajón arcillo-arenoso (tabla 6-3). Esta situación puede atribuirse al hecho de que la arena empleada en el experimento tenía una cantidad apreciable de partículas finas, lo que ocasionó que la arena migajosa por sí sola no tuviera una conductividad más alta.

Al finalizar la fase experimental, se realizó nuevamente la determinación de la conductividad hidráulica para los tres suelos empleados, para observar si se presentó algún efecto sobre esta propiedad a causa de los tratamientos y del crecimiento del vegetal.

En estos datos se puede observar que la conductividad hidráulica se incrementó 27.3 veces en el suelo migajón arcillo-arenoso, mientras que en los otros dos suelos, el incremento fue de 2.8 veces en la arena migajosa y de 5.3 veces para el migajón arenoso, de manera que el cambio no fue tan marcado.

El incremento tan marcado que presentó el suelo migajón arcillo-arenoso se puede asociar con la formación de pequeños tubos alrededor de las raíces de la planta que incrementaron la velocidad de flujo del agua a través de la columna; otro factor que muy probablemente contribuyó a este incremento de conductividad, fue que debido a los cambios de humedad en el suelo que se presentaron durante el período experimental y a que este suelo presentó un comportamiento expansivo, característico de arcillas del tipo montmorillonita, la columna de suelo se separó físicamente del tubo de PVC, lo cual incrementó el efecto de pared, ocasionando así una mayor velocidad en el flujo del agua.

6.1.4. pH del suelo.

La medición del pH del suelo dio valores cercanos a 7 en los tres casos, como puede verse en la tabla 6-4.

TABLA 6-4. pH de los tres suelos empleados en el experimento.

Suelo	Valor de pH
Migajón arcillo-arenoso	7.2
Arena migajosa	7.5
Migajón arenoso	7.0

Esta propiedad química del suelo tiene importancia en el proceso de volatilización del amonio, ya que en soluciones con valores altos de pH ($pK_a=9.26$, Sawyer, 1994) la mayor parte se presenta como amoniaco, que es la forma gaseosa de este compuesto. Posteriormente, en la sección que trata sobre la migración del nitrógeno amoniacal (apartado 6.4.1), se aborda con más detalle la discusión sobre el efecto del pH.

6.1.5. Capacidad de intercambio catiónico.

Esta propiedad del suelo no se determinó experimentalmente, sino que se estimó considerando las fracciones determinadas para establecer la clase textural, proporción de arena, limo y arcilla, y la capacidad de intercambio catiónico reportada para cada uno de estos materiales (Fitzpatrick, 1987). Los valores estimados se muestran en la tabla 6-5.

TABLA 6-5. Capacidad de intercambio catiónico estimada para los tres suelos empleados en el experimento.

Suelo	Contenido de arcilla (%)	Capacidad de intercambio catiónico ¹ (meq*100g ⁻¹)
Migajón arcillo-arenoso	27.8	22.2
Arena migajosa	8.4	6.7
Migajón arenoso	13.6	10.9

¹ Considerando que la montmorillonita tiene una capacidad de intercambio catiónico de 80meq*100g⁻¹

El suelo migajón arcillo-arenoso mostró la mayor capacidad de intercambio catiónico (22.2 meq*100g⁻¹), lo que se tradujo en una mayor retención de amonio cuando se aplicó el tratamiento con solución nutritiva, mientras que en los tratamientos con lodos crudo y digerido, se ocultó este efecto debido a que la materia orgánica también contribuye aportando sitios de intercambio. Esto se discute con detalle más adelante en la sección 6.4.1. sobre la migración del nitrógeno amoniacal.

6.2. Operación del reactor aerobio de lodos.

A continuación se presenta un resumen de las condiciones en que operó el reactor aerobio de lodo crudo que abasteció de lodos digeridos para su aplicación a las columnas de suelo.

El contenido de sólidos totales se incrementó a medida que avanzó el tratamiento de los lodos, el lodo influente tenía 2100 mg L⁻¹ mientras que en el reactor se presentó un

contenido de 3304 mg L^{-1} , valor que aumentó hasta 4124 mg L^{-1} en el lodo de purga del reactor que se empleó como tratamiento para las columnas donde se aplicó lodo digerido (tabla 6-6). Esto indica que el lodo crudo es una fuente de microorganismos, pero que también aporta nutrientes en estado disuelto que son suficientes para sostener una población de microorganismos mayor que la presente en el lodo crudo. Por otro lado, se tiene un incremento adicional en el contenido de sólidos totales en el lodo de purga que se obtiene por la operación de sedimentación a que se sometió el licor para la extracción de los microorganismos en exceso dentro del reactor. Este comportamiento se puede considerar como normal en la operación de un reactor aerobio de lodos.

Para una mejor visualización de los contenidos de nitrógeno en sus diferentes formas a lo largo del tren de tratamiento del lodo se elaboró una gráfica (figura 6-1). A continuación se presentan los comentarios al respecto.

TABLA 6-6. Condiciones de operación del reactor aerobio de lodos para la obtención del lodo digerido empleado en los tratamientos.

Parámetro	Unidades	Mínimo	Medio	Máximo
pH		6.4	7	8.5
ST en el influente	mg L^{-1}	1483	2100	2885
SVT en el influente	mg L^{-1}	175	537	915
ST en el reactor	mg L^{-1}	2188	3304	4342
SVT en el reactor	mg L^{-1}	770	1437	2045
ST en el efluente	mg L^{-1}	3550	4124	4988
SVT en el efluente	mg L^{-1}	1253	1483	1742
N-NH_4^+ en el influente	mg-N L^{-1}	7.4	30.3	49.5
N-NO_3^- en el influente	mg-N L^{-1}	0.1	1.1	5.9
N-NO_2^- en el influente	mg-N L^{-1}	0.04	0.2	1.1
N-NH_4^+ en el efluente	mg-N L^{-1}	2.0	11.3	31.9
N-NO_3^- en el efluente	mg-N L^{-1}	52.3	69.3	99.3
N-NO_2^- en el efluente	mg-N L^{-1}	0.04	0.1	0.3
OD	mg L^{-1}	4.8	5.2	5.5

- STT= sólidos totales
- SVT= sólidos volátiles totales
- N-NH_4^+ = nitrógeno amoniacal como nitrógeno
- N-NO_3^- = nitrógeno de nitratos como nitrógeno
- N-NO_2^- = nitrógeno de nitritos como nitrógeno
- OD= oxígeno disuelto

Con los datos que presenta esta gráfica se hace un seguimiento de la transformación del nitrógeno amoniacal a nitratos. Durante el funcionamiento del reactor se observó que la concentración del nitrógeno amoniacal en el influente se mantuvo por encima de su concentración en el efluente, esto era lo que se esperaba, ya que los microorganismos nitrificantes emplean al amonio como fuente de energía. La concentración de amonio en el influente no fue constante a lo largo del experimento, lo cual se atribuye a la dilución de las aguas residuales que entraban a la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria como consecuencia de las lluvias, que de manera irregular, se presentaron en este período. La concentración más baja se presentó a los 43 días de la siembra, con un valor de 7.4 mg-N L^{-1} .

En cuanto al nitrógeno de nitratos, puede verse que su concentración en el influente se mantuvo baja con un máximo de 5.9 mg-N L^{-1} a los 43 días de la siembra,

pero en las demás ocasiones su concentración fue menor de 1 mg-N L^{-1} ; para el caso del efluente puede verse que la concentración de nitratos osciló en valores de 52.3 a 99.3 mg-N L^{-1} , siempre mayores a la concentración de nitrógeno amoniacal. La baja concentración de nitratos en el influente se debe a que en la planta de tratamiento se consume materia orgánica de tipo carbonáceo principalmente, mientras que los compuestos nitrogenados contenidos en ésta son liberados en gran parte, en forma de amonio y aminoácidos, pero no alcanzan a ser oxidados, pues las condiciones de diseño de este tipo de plantas no permiten el crecimiento de microorganismos nitrificantes.

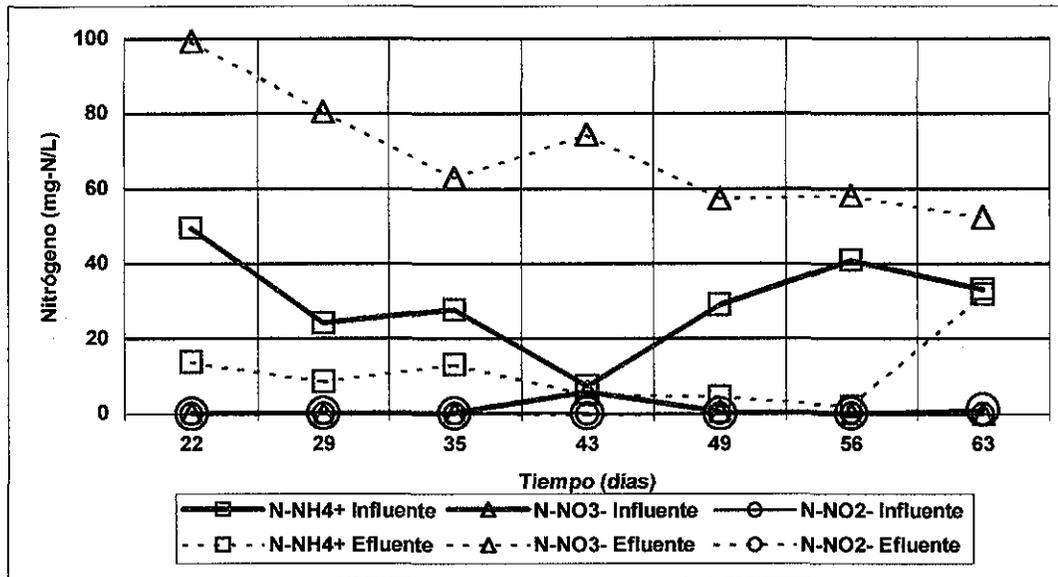


FIGURA 6-1. Concentración de nitrógeno en el influente y efluente del reactor aerobio de lodos.

Por otra parte se tiene que en el efluente, la concentración de nitratos expresada como nitrógeno resultó ser mayor que la concentración de amonio en el influente, lo cual parecería erróneo. Lo que sucede en este caso es que el nitrógeno que entra al reactor de lodos se presenta en forma de amonio en parte, pero otra cantidad entra como moléculas más complejas como son los aminoácidos y proteínas, por lo que no se detectan en la determinación de nitrógeno amoniacal utilizada. Dentro del reactor las moléculas complejas se oxidan, ya sea por acción de microorganismos o por la presencia misma de oxígeno, debida al suministro de aire, liberándose amonio que pasa a ser asimilado por los microorganismos nitrificantes, que posteriormente lo liberan como nitrato. Por ello observamos que las concentraciones de nitratos en el efluente son mayores que la concentración de amonio en el influente, expresados ambos como nitrógeno. La diferencia entre el amonio en el influente y el nitrato en el efluente es el nitrógeno orgánico, el cual no se midió en este experimento debido a la falta de equipo.

6.3. Crecimiento vegetativo.

En este apartado se comenta el efecto que tuvieron los tratamientos y los tipos de suelo sobre el crecimiento de las plantas de avena (*Avena sativa* var. Toluca). Las

variables que se midieron para determinar estos efectos fueron la biomasa inicial y final y la altura de planta en seis fechas a lo largo de la fase experimental.

6.3.1. Biomasa.

A los 15 y 69 días después de la siembra se determinó la masa seca o biomasa a una muestra de plantas de avena (*Avena sativa* var. Toluca) tomadas de cada una de las nueve columnas en que consistió el experimento. De este muestreo se obtuvieron los datos que se presentan en la tabla 6-7.

TABLA 6-7. Biomasa inicial y final (mg/planta) medida a los 15 y 69 días de la siembra respectivamente.

Bloque	Tratamiento					
	Lodo crudo		Lodo digerido		Solución nutritiva	
	Biomasa inicial	Biomasa final	Biomasa inicial	Biomasa final	Biomasa inicial	Biomasa final
Migajón arcillo-arenoso	22.06	1038.98	30.20	1075.98	15.20	1563.47
Arena migajosa	13.20	806.27	22.23	976.67	23.07	1132.50
Migajón arenoso	20.62	818.43	18.27	1384.07	22.97	1017.08
Promedios por tratamiento	18.63	887.89	23.57	1145.57	20.41	1237.68

Con estos valores se realizaron análisis de varianza con una significancia $\alpha=0.05$ que se muestran en el anexo 6. Esos análisis mostraron que no hubo efecto por los tratamientos y tampoco mostró efectos por los bloques o tipos de suelo.

Debido a que los tratamientos se habían aplicado por primera vez un día antes de tomar los datos iniciales, era de esperarse que no se encontrara efecto alguno sobre las plantas. Por otro lado, los tipos de suelo mostraron algún efecto en el vigor inicial de las plantas que se podía observar a simple vista, sin embargo, en el análisis de varianza para esta variable no se detectó diferencia significativa.

Si se observan los promedios por tratamiento para la biomasa final, puede verse que los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva incrementaron la producción de biomasa en 29 y 39.4% respectivamente con respecto al tratamiento con lodo crudo. Esto indica que aunque el análisis estadístico no muestre diferencias significativas, el incremento es bastante elevado, ya que si lo expresamos desde el punto de vista agronómico, estos datos indican que el rendimiento de materia seca sería de 18.7, 24.1 y 26.1 ton ha⁻¹ para los tratamientos con lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente, de manera que si consideramos que este material puede utilizarse para alimentar alguna clase de ganado, se obtendrían mejores resultados al emplear el lodo en forma digerida.

6.3.2. Altura de planta.

El análisis de varianza para esta variable detectó efecto debido al tratamiento aplicado y al tipo de suelo únicamente a los 34 días de la siembra con significancias $\alpha=0.05$ y $\alpha=0.1$, como puede verse en el anexo 6.

Al observar físicamente las plantas podía notarse una diferencia de altura al comparar los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva con el tratamiento con lodo crudo, siendo menor en este último tratamiento, como puede verse en la figura 6-3.

En la figura 6-2 puede observarse que en los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva, la fase más activa en el crecimiento de las plantas se presenta entre los 14 y 44 días después de la siembra, en este periodo las pendientes de las curvas de crecimiento fueron de 1.16, 1.29 y 1.43 para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente, y a partir de entonces se reduce la tasa de crecimiento como se deduce por la menor pendiente de la curva a partir de los 44 días que fue de 0.52, 0.34 y 0.24 para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente. Por su parte, en el tratamiento con lodo crudo se observa que el crecimiento activo continúa prácticamente hasta el final del experimento.

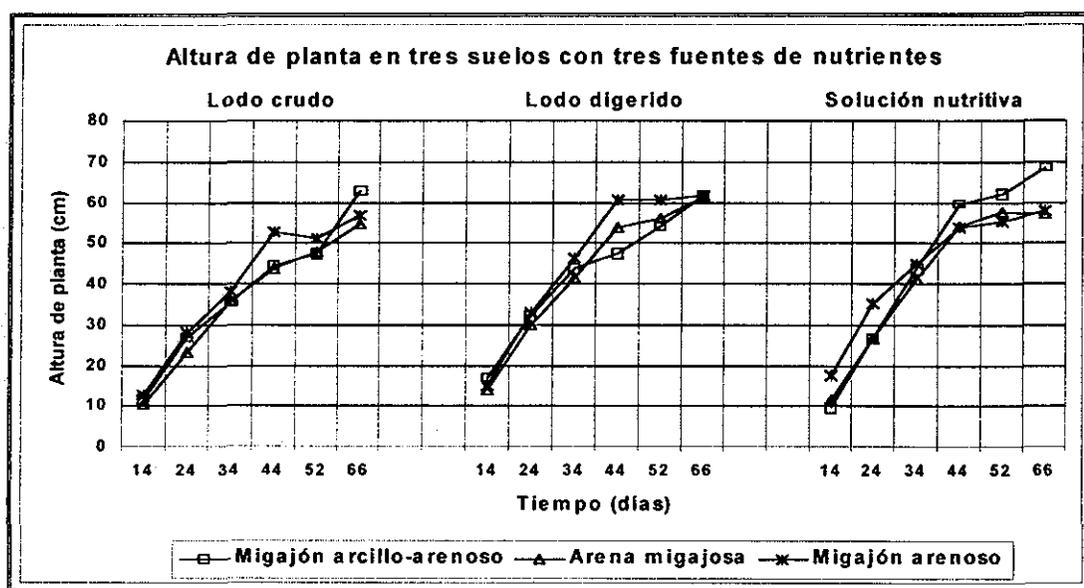


FIGURA 6-2. Altura de planta en tres suelos con tres fuentes de nutrientes.

Tomando en cuenta que la floración del cultivo se presentó a los 49 días de la siembra para todos los tratamientos, se puede comentar que los tratamientos mejor nutridos, es decir, con lodo digerido y solución nutritiva llegaron a la etapa de floración con sus estructuras fotosintéticas completamente formadas, lo cual permitiría que el llenado del grano fuera más eficiente y se esperaría un mayor rendimiento también en este aspecto para estos dos tratamientos, en comparación con el lodo crudo.

6.4. Migración de los compuestos nitrogenados.

En esta sección se evalúa la migración de los compuestos nitrogenados presentes en los lodos y la solución nutritiva aplicados a las columnas de suelo y que fueron determinados a lo largo de la fase experimental. La discusión se hace con base en los resultados de las mediciones de tres formas de nitrógeno realizadas en las fuentes empleadas como tratamientos y posteriormente en los lixiviados de las columnas de suelo, dichas formas fueron: nitrógeno amoniacal ($N-NH_3$), nitratos ($N-NO_3$) y nitritos ($N-NO_2$).

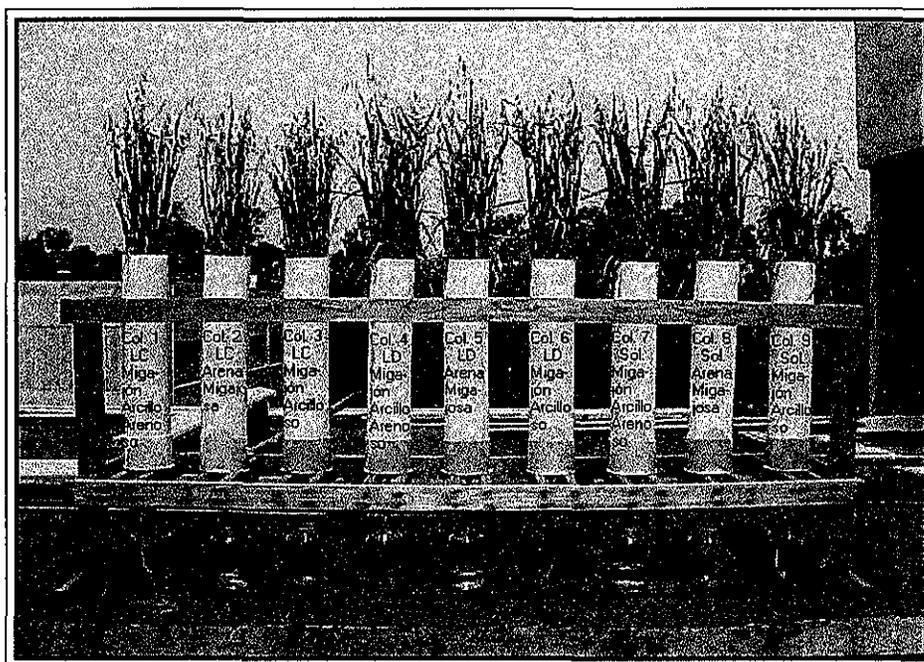


FIGURA 6-3. Aspecto de las plantas a los 58 días de la siembra.

Para un análisis más detallado sobre el destino de todo el nitrógeno presente en el sistema, era necesaria la determinación del nitrógeno total (Kjeldahl), tanto en los lodos como en la masa vegetal, sin embargo, no fue posible realizar esta determinación, ya que el laboratorio no cuenta con el equipo necesario.

6.4.1. Nitrógeno amoniacal.

A lo largo del experimento realizado, se detectó que la lixiviación de nitrógeno amoniacal se pudo relacionar con algunas de las propiedades fisicoquímicas del suelo y que hubo algunas modificaciones debidas al tipo de tratamiento y al crecimiento de poblaciones de microorganismos sobre las partículas de suelo. A continuación se explican algunos de estos fenómenos observados y en la discusión posterior, se hará referencia a ellos al relacionarlos con las observaciones realizadas.

Las diferencias en cuanto a capacidad de intercambio catiónico de los suelos empleados se hicieron evidentes a lo largo del experimento, al detectarse mayor retención de amonio (NH_4^+) a medida que se incrementó el contenido de arcilla en el suelo. Como ya se mencionó en la revisión bibliográfica, las arcillas presentan cargas predominantemente negativas en su superficie, debido a la sustitución de átomos de silicio tetravalente por aluminio trivalente en las láminas de tetraedros, y la de aluminio trivalente por magnesio divalente en las láminas de octaedros, que se presenta durante la formación de estas arcillas a partir de la roca madre.

Cuando se aplicaron los diferentes tratamientos, se pudo observar también el efecto que tiene el aporte de materia orgánica sobre la capacidad de intercambio catiónico del suelo. La materia orgánica en descomposición aporta también sitios con carga negativa que aumentan la capacidad del suelo para retener cationes como el amonio (NH_4^+).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

El efecto que la materia orgánica tiene para incrementar la capacidad de intercambio de cationes del suelo, también se observó en el tratamiento con solución nutritiva, en el que a pesar de que no hay aporte directo de este material, sí se produce crecimiento de microorganismos que a la larga liberan diversas sustancias orgánicas (como enzimas y vitaminas) y junto con el desarrollo de las raíces del cultivo que a su vez libera exudados orgánicos, representan un aporte de materia orgánica que llega a ser suficiente como para ejercer un efecto sobre la capacidad de retención de cationes.

Otro fenómeno que se observó está relacionado con la concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado, que en promedio durante el experimento y para todos los tratamientos fue de 2.7 mg-N L^{-1} . Cuando se aplicó una fuente con bajo contenido de nitrógeno amoniacal, su concentración en el lixiviado fue parecida a la que se encontró en los tratamientos con mayor concentración, esto muestra que se alcanzó un equilibrio entre la capacidad de intercambiar cationes del suelo y la concentración de iones de amonio (NH_4^+) en la solución, por lo cual ya no había posibilidad de alcanzar una menor concentración de este catión bajo las condiciones en que operaron las columnas (capacidad de intercambio catiónico, masa de suelo en la columna y velocidad de flujo).

6.4.1.1. Lixiviación de nitrógeno amoniacal a lo largo del experimento.

Como ya se mencionó antes, durante la fase experimental se realizaron ocho aplicaciones de tratamientos a intervalos de siete días. En los análisis de varianza realizados con los datos de concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado de las columnas, solamente se detectaron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre tratamientos a los 35 días de la siembra y con una significancia $\alpha=0.1$ a los 63 días de la siembra (anexo 6).

En la cuarta aplicación de tratamientos (35 días después de la siembra) se tuvo una mayor lixiviación en el tratamiento con solución nutritiva (7.1 mg-N L^{-1}) y entre los tratamientos con lodo crudo (1.3 mg-N L^{-1}) y lodo digerido (2.8 mg-N L^{-1}) no se detectó diferencia significativa. Para los bloques o tipos de suelo no se detectaron diferencias significativas ($\alpha=0.05$ y $\alpha=0.1$) para ninguna de las aplicaciones de tratamientos. A continuación se comentan los resultados parciales y se relacionan con los diferentes fenómenos que se presentan dentro del sistema:

➤ Primera aplicación de tratamientos 14 días después de la siembra.

En esta ocasión solamente se determinó el nitrógeno amoniacal en la fuente para el caso de la solución nutritiva, para la cual se obtuvo un contenido de nitrógeno amoniacal de 98.8 mg-N L^{-1} , mientras que en los casos de lodo crudo y digerido se tuvo un error en la técnica en relación con el volumen de muestra necesario. La medición de nitrógeno amoniacal en el lixiviado se hizo en las nueve columnas.

Si se observa la tabla 6-8 puede verse que las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el lixiviado fueron bajas, excepto para dos de las columnas que mostraron concentraciones de 14.9 y 13.3 mg-N L^{-1} . Esto pudo ser debido a una mayor velocidad en el flujo de la solución a través de la columna ocasionado por los asentamientos del suelo debido a los cambios de humedad, lo cual incrementó la velocidad del flujo e impidió el contacto eficiente de la solución con las partículas de suelo.

La concentración de nitrógeno amoniacal del lixiviado en el tratamiento con solución nutritiva fue baja en los suelos migajón arcillo-arenoso (2.6 mg-N L^{-1}) y migajón arenoso (3.2 mg-N L^{-1}), mientras que en la arena migajosa su concentración fue mayor (13.3 mg-N L^{-1}). En el caso de este suelo, la mayor lixiviación sí parece relacionarse con la baja capacidad de intercambio catiónico de la arena, ya que en las siguientes aplicaciones se encontraron concentraciones similares. Esta mayor concentración en el lixiviado para la arena migajosa está dentro de lo esperado, debido a que este material presenta una menor capacidad de intercambio catiónico con respecto a los suelos que contienen arcilla, los cuales son capaces de retener mayor cantidad de iones de carga positiva como es el caso del amonio (NH_4^+); además de que la solución nutritiva no aporta materia orgánica, lo cual fue un factor importante para la mejor retención de amonio, como puede observarse al comparar la concentración del lixiviado para la arena migajosa en los tratamientos con solución nutritiva (13.3 mg-N L^{-1}), lodo digerido (2.2 mg-N L^{-1}) y lodo crudo (2.7 mg-N L^{-1}).

TABLA 6-8. Concentración de nitrógeno amoniacal (mg-N L^{-1}) en el lixiviado de las columnas después de cada aplicación de tratamientos.

Tiempo (días)	Tipo de suelo	Tratamiento								
		Lodo crudo			Lodo digerido			Solución nutritiva		
		Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso	Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso	Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso
14	Fuente	-			-			98.8		
	Lixiviado	3.4	2.7	14.9	1.7	2.2	2.0	2.6	13.3	3.2
22	Fuente	49.5			13.7			93.7		
	Lixiviado	1.8	1.9	0.8	1.9	1.5	1.5	1.0	11.1	8.7
29	Fuente	24.2			8.6			101.2		
	Lixiviado	1.5	2.0	0.8	2.0	1.9	1.4	0.7	7.3	3.1
35	Fuente	27.7			13.2			107.2		
	Lixiviado	1.5	1.5	1.0	-	2.2	2.9	7.8	9.1	4.3
43	Fuente	7.4			5.2			115.9		
	Lixiviado	1.9	1.4	0.8	2.6	4.4	3.2	-	5.4	1.9
49	Fuente	29.0			4.6			148.8		
	Lixiviado	2.9	1.8	0.8	2.1	2.2	2.1	1.5	3.3	2.8
56	Fuente	40.9			2.0			105.6		
	Lixiviado	1.4	1.0	0.6	1.6	1.3	1.4	1.2	4.4	1.6
63	Fuente	33.2			31.9			101.3		
	Lixiviado	0.9	0.8	0.7	0.8	0.9	0.7	1.3	3.3	1.7

Las concentraciones de amonio en los lixiviados de las columnas tratadas con lodo crudo y lodo digerido estuvieron entre 1.7 y 3.4 mg-N L^{-1} excepto para la columna de suelo migajón arenoso tratado con lodo crudo (14.9 mg-N L^{-1}). Para este último caso lo más probable es que la mayor concentración de amonio se haya debido a un flujo demasiado rápido de la solución a través de la columna o a un error en la determinación, ya que en lo sucesivo, esta columna mostró concentraciones de amonio en el lixiviado de 0.6 a 1.0 mg-N L^{-1} . Por otro lado, las bajas concentraciones de amonio en los lixiviados de las columnas tratadas con lodo crudo y digerido, se atribuyen al intercambio catiónico con el suelo.

➤ Segunda aplicación de tratamientos 22 días después de la siembra.

En esta ocasión se realizaron todas las determinaciones de nitrógeno amoniacal en las fuentes y el lixiviado de las columnas.

Puede comentarse que en el tratamiento con solución nutritiva se observa nuevamente una mayor concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado de la arena migajosa en relación con los otros dos tipos de suelo; este efecto no se observa en los tratamientos con lodo crudo y digerido, por lo cual se puede pensar que el nulo aporte de materia orgánica, la menor capacidad de intercambio catiónico y mayor conductividad hidráulica impiden una mayor adsorción de amonio en la arena migajosa.

En los tratamientos con lodo crudo y digerido se observaron concentraciones de amonio entre 0.8 y 1.9 mg-N L⁻¹ lo cual indica que una alta proporción de este compuesto quedó adsorbido en las superficies de intercambio del suelo, pues la concentración del lixiviado respecto a la fuente fue de 3% para el lodo crudo y 11.9% para el lodo digerido.

- Tercera aplicación de tratamientos 29 días después de la siembra.

En esta ocasión se observa nuevamente una mayor concentración de amonio en el lixiviado del suelo arena migajosa tratado con solución nutritiva (7.3 mg-N L⁻¹) con relación a los otros dos suelos para el mismo tratamiento, esto se asocia con la menor capacidad de intercambio catiónico que presenta la arena comparada con suelos más arcillosos. También se destaca el hecho de que en el tratamiento con lodo digerido en el que la concentración de nitrógeno amoniacal en la fuente fue bajo (8.6 mg-N L⁻¹) con respecto a las otras fuentes empleadas como tratamiento (24.5 y 102.2 mg-N L⁻¹ para lodo crudo y solución nutritiva respectivamente), la concentración en el lixiviado se mantuvo en niveles semejantes (0.79 a 1.97 mg-N L⁻¹). Esto se relaciona con el equilibrio que se alcanza entre la concentración de amonio de la solución y la capacidad de intercambio catiónico del suelo.

- Cuarta aplicación de tratamientos 35 días después de la siembra.

En esta ocasión se perdió el dato para el tratamiento con lodo digerido en el bloque de migajón arcillo arenoso, debido a que el incremento de la temperatura ambiente y el crecimiento de la cubierta vegetal que demanda más agua, ocasionaron una deshidratación del suelo más rápida de lo previsto. Esto ocasionó que la arcilla se compactara, por lo que el cilindro de suelo se separó de la pared del tubo de PVC permitiendo la libre circulación del lodo aplicado hacia el drenaje inferior. El problema se corrigió posteriormente aplicando una capa adicional del mismo suelo en la parte superior de la columna, al mismo tiempo que se procuró mantener la humedad del suelo en un nivel cercano a 45%, que es la capacidad de campo para el migajón arcillo-arenoso.

Las concentraciones promedio que se midieron en el lixiviado fueron de 1.3, 2.6 y 7.1 mg-N L⁻¹ para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente. El tratamiento con solución nutritiva tuvo mayor lixiviación, mientras que en los tratamientos con lodo la lixiviación fue menor y no mostraron diferencia significativa de acuerdo con el análisis de varianza. Expresando la concentración del lixiviado como porcentaje de la concentración de la fuente, los valores fueron de 4.8, 19.3 y 6.6% para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente.

Para esta cuarta aplicación de tratamientos, la arena migajosa tratada con solución nutritiva tiene un nuevo incremento en la concentración de nitrógeno amoniacal

lixiviado después de haberse reducido gradualmente durante las tres ocasiones anteriores.

➤ Quinta aplicación de tratamientos 43 días después de la siembra.

Cuando se realizó la aplicación de tratamientos por quinta ocasión a los 43 días de la siembra, se tuvo nuevamente la pérdida de un dato. El efecto de la compactación de la arcilla por la reducción en el contenido de humedad ocasionó nuevamente que la solución aplicada como tratamiento drenara libremente entre la columna de suelo y el tubo de PVC, pero esta vez en la columna de migajón arcillo-arenoso tratada con solución nutritiva.

Para esta fecha, el lodo crudo que se empleó como tratamiento tuvo una concentración de nitrógeno amoniacal bastante baja (7.4 mg-N L^{-1}), debido a que se presentaron algunas lluvias fuertes que ocasionaron una dilución de las aguas residuales que entraban a la planta de tratamiento, sin embargo, el lixiviado de las columnas tratadas con este lodo mostró concentraciones similares a las anteriores (0.8 a 1.9 mg-N L^{-1}). En esta ocasión, la concentración del lixiviado con respecto a la fuente aumentó a 18.6% en promedio para el tratamiento con lodo crudo.

En esta ocasión se observaron los valores más altos en la concentración de nitrógeno amoniacal en los lixiviados de las columnas tratadas con lodo digerido en el rango de 2.6 a 4.4 mg-N L^{-1} , la concentración promedio del lixiviado tenía 65.6% de la concentración de la fuente (5.2 mg-N L^{-1}).

La concentración de nitrógeno amoniacal en los lixiviados de las columnas tratadas con solución nutritiva muestra valores más bajos que en las anteriores aplicaciones, y la arena migajosa muestra el valor más alto para este tratamiento (5.4 mg-N L^{-1}).

➤ Sexta aplicación de tratamientos 49 días después de la siembra.

La concentración de amonio en los lixiviados en el tratamiento con lodo digerido, comienza a bajar y presenta valores entre 2.1 y 2.2 mg-N L^{-1} . Por su lado, la concentración de amonio en los lixiviados de las columnas tratadas con solución nutritiva, también continúa bajando y en esta ocasión el valor más alto fue para la arena migajosa con 3.3 mg-N L^{-1} . Esta tendencia a la menor lixiviación se relaciona con el crecimiento de poblaciones microbianas y la liberación de exudados por las raíces del cultivo, ya que en este caso no hay aporte de materia orgánica en la fuente empleada como tratamiento.

El tratamiento con lodo crudo mostró concentraciones de amonio en el lixiviado de entre 0.8 y 2.9 mg-N L^{-1} para una concentración de 29 mg-N L^{-1} en la fuente, por lo que la concentración promedio de los lixiviados era de 6.3% con respecto a la fuente.

➤ Séptima aplicación de tratamientos 56 días después de la siembra.

Esta vez las concentraciones de los lixiviados para el tratamiento con lodo digerido tuvieron nuevamente valores menores a 2 mg-N L^{-1} , aunque en esta ocasión las concentraciones de los lixiviados fueron muy similares a las de la fuente (2.0 mg-N L^{-1}). En las columnas tratadas con solución nutritiva se midieron concentraciones menores a 2 mg-N L^{-1} en los suelos migajón arcillo-arenoso y migajón arenoso, es decir, los de mayor contenido de arcilla, mientras el lixiviado de la arena migajosa tuvo una concentración de 4.4 mg-N L^{-1} debido a su menor capacidad de intercambio catiónico.

En el tratamiento con lodo crudo se observó nuevamente una gran retención de amonio en el suelo, con valores de 0.6 a 1.4 mg-N L⁻¹ en el lixiviado, es decir, el 2.4% con respecto a la fuente.

➤ Octava aplicación de tratamientos 63 días después de la siembra.

En esta última aplicación de tratamientos se tuvo un valor elevado en la concentración de nitrógeno amoniacal en el lodo digerido (31.9 mg-N L⁻¹), y se observó que la concentración de los lixiviados de las columnas tratadas con este lodo se redujo a valores menores a 1 mg-N L⁻¹, esto indica que, no obstante el cambio de concentración en la fuente, la columna fue capaz de retener suficiente amonio como para alcanzar un equilibrio con la solución.

La elevada concentración de nitrógeno amoniacal en el lodo digerido se atribuyó a una suspensión en el suministro de energía eléctrica en el laboratorio, por lo que el reactor aerobio no contó con el suministro de aire durante varias horas, lo cual ocasionó condiciones desfavorables para las bacterias nitrificantes, impidiendo su actividad.

Los lixiviados de las columnas tratadas con lodo crudo, tuvieron concentraciones de amonio de 0.7 a 0.9 mg-N L⁻¹ para una concentración en la fuente de 33.2 mg-N L⁻¹, lo cual indica que se mantiene una alta retención de amonio en el suelo. Para el tratamiento con solución nutritiva, también se obtuvieron altos niveles de retención de amonio, ya que su concentración en el lixiviado varió entre 1.3 y 3.3 mg-N L⁻¹ para una concentración en la fuente de 101.3 mg-N L⁻¹.

6.4.1.2. Comentarios finales acerca de la migración del nitrógeno amoniacal.

A lo largo de este experimento fue posible apreciar algunas de las formas de comportamiento de este compuesto en su migración a través del suelo. A continuación se comenta sobre cuatro fenómenos relacionados con el flujo de nitrógeno amoniacal y que se detectaron a lo largo de este trabajo: 1) la relación de la carga eléctrica del ion amonio y el aporte de materia orgánica con la capacidad de intercambio del suelo; 2) el comportamiento de las columnas de suelo como columnas de intercambio; 3) el equilibrio entre el ion amonio y los sitios de intercambio del suelo con relación a la concentración de la solución; y 4) el fenómeno de la volatilización del amoniaco.

En los comentarios sobre los resultados obtenidos en cada una de las aplicaciones de tratamientos, se hizo hincapié en el hecho de que la arena migajosa tuvo una mayor lixiviación de amonio cuando se aplicó el tratamiento con solución nutritiva, comparada con los suelos que contienen más arcilla, aunque este fenómeno no fue apreciable estadísticamente. En los tratamientos con lodo crudo y lodo digerido, el comportamiento de la arena migajosa fue similar al de los otros suelos, muy probablemente debido a la contribución de la materia orgánica en la capacidad de intercambio de cationes.

Como puede observarse en la figura 6-4 la arena migajosa tuvo niveles de lixiviación similares al migajón arcillo-arenoso y al migajón arenoso a lo largo del experimento en los tratamientos con lodo crudo y lodo digerido, mientras que al aplicar la solución nutritiva se tuvo una mayor lixiviación en la arena migajosa. Sin embargo, la concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado de la columna de arena migajosa tratada con solución nutritiva, se redujo gradualmente hasta el final del experimento, esto posiblemente debido a la mayor extracción que ejercen las raíces del cultivo y a la

acumulación de compuestos orgánicos, como los exudados por las raíces del cultivo y el crecimiento de microorganismos, que se adhieren a la superficie de las partículas de arena y tienen actividad en la adsorción de cationes.

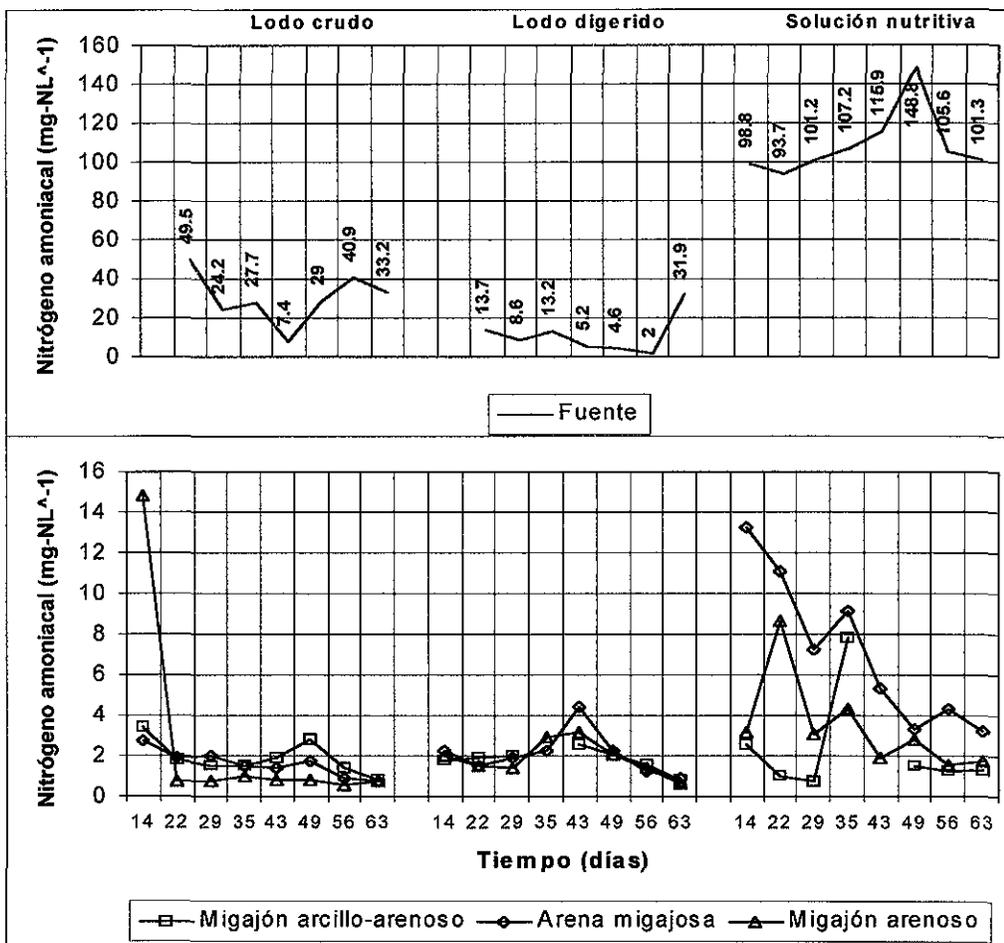


FIGURA 6-4. Concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado en tres suelos con tres fuentes de nutrientes.

El segundo aspecto por resaltar es el comportamiento de las columnas de suelo como columnas de intercambio catiónico, el cual se aprecia al observar las concentraciones de nitrógeno amoniacal en el lixiviado que mostraron valores entre 0.6 y 14.9 mg-N L⁻¹, es decir, valores en general bajos, lo cual indica que no se llegó al punto de saturación de la capacidad de intercambio de amonio con el suelo. Si se observa la figura 6-4 puede verse que las concentraciones más altas de amonio en el lixiviado se registraron en las primeras semanas de experimentación y que hacia la parte final, los valores llegaron a los niveles más bajos. Esto se debe a que el suelo actuó como superficie de intercambio, mientras que las raíces de la planta funcionaron como un mecanismo regenerante consumiendo el amonio retenido por el suelo durante el intervalo de tiempo entre una aplicación y la siguiente, junto con la acumulación de materia

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

orgánica y el incremento de la actividad microbiana que retienen cada vez mayores cantidades de amonio.

El tercer aspecto importante es que a pesar de la gran capacidad de retención de amonio que mostraron los tres suelos, su concentración en los lixiviados alcanzó niveles de 0.6 a 14.9 mg-N L⁻¹, pero no se llegó a retener completamente. Esto indica un punto de equilibrio entre la solución de amonio y los sitios de intercambio catiónico del suelo en el que ya no es posible la adsorción de este catión. Esto puede deberse, tanto a una propiedad intrínseca del suelo (concentración límite del catión) como a la velocidad de flujo de la solución a través del espacio poroso, pero en este experimento no se tuvieron elementos para definir el mecanismo responsable.

Por último, es importante comentar uno de los mecanismos por el que el amoniaco se puede desprender de la solución del suelo e incorporarse a la fase gaseosa, es decir, al aire. Aunque la medición de la pérdida de amoniaco por esta vía de transporte no fue parte de los objetivos del trabajo, cabe suponer que una parte del amoniaco no lixiviado se incorporó a la masa vegetal, otra parte permaneció adsorbida a la superficie del suelo, pero también que una parte se trasladó a la fase gaseosa perdiéndose en el aire. Cabe recordar que la volatilización del amoniaco se incrementa a medida que lo hace el valor de pH de la solución y como se vio en la sección 6.1.4, en la tabla 6-4, los niveles de pH de los tres suelos tuvieron valores entre 7.1 y 7.6 que aunque no están muy cercanos al pKa (pKa=9.26) de este compuesto, indican que entre un 0.7% y 2.24% del nitrógeno amoniacal se encontraba en forma de amoniaco, que es la forma gaseosa de este compuesto. Por ello la pérdida de nitrógeno amoniacal debe haberse mantenido en niveles bajos comparada con la cantidad retenida por el suelo, la asimilada por las plantas y la asimilada por microorganismos.

6.4.2. Nitrógeno de nitratos.

En el caso del transporte de nitratos en la solución lixiviada de las columnas de suelo, se observó que el equilibrio entre la solución y la capacidad de intercambio catiónico se alcanza a concentraciones aun más bajas comparado con el efecto que mostró en el caso del amonio en que el equilibrio entre adsorción y desorción se presentó en forma más notoria cuando las concentraciones eran bajas (<2 mg-N L⁻¹). En el caso del nitrato, el suelo se satura muy rápidamente, por lo que la desorción supera rápidamente a la adsorción conforme se incrementa su concentración en la solución del suelo.

A los 35 y 43 días después de la siembra, se presentaron problemas con el flujo de la solución a través de las columnas, debido a que se deshidrataron fuertemente. Esto ocasionó que la solución fluyera a través del espacio que quedó entre la pared del tubo y la columna de suelo, por lo que las mediciones de nitratos en estas fechas no son muy confiables.

El principal mecanismo de remoción de nitrógeno de nitratos de la solución aplicada a las columnas, fue la extracción que ejercieron los vegetales. La concentración de nitratos en el lixiviado aumentó gradualmente durante las primeras semanas de la experimentación, hasta que la extracción por las plantas se hizo notoria a partir de la quinta aplicación de tratamientos a los 43 días de la siembra y a partir de entonces la

concentración de nitratos en el lixiviado mostró reducciones graduales hasta el final del experimento, debido a la actividad de las plantas.

La adsorción fue otro mecanismo de remoción de nitratos, pero tuvo un efecto muy limitado debido a las escasas cargas positivas que presentan los suelos. Esas cargas positivas que se encuentran básicamente en los bordes de la arcilla, son capaces de retener muy bajas cantidades de aniones como el nitrato, por lo que este compuesto se lixivía con gran facilidad.

El aporte de materia orgánica por la aplicación de lodos, también contribuyó a aumentar la retención de nitratos, debido posiblemente a una contribución de sitios de intercambio o también a una retención de líquidos en los que queda atrapada una cantidad de nitratos.

Si se observa la tabla 6-9 para el tratamiento con solución nutritiva y se compara la concentración de nitratos en el lixiviado de los suelos arena migajosa y migajón arcillo-arenoso, puede verse que el mayor contenido de arcilla mejoró la retención de nitratos, sobre todo en la sexta y séptima aplicaciones. En esas fechas la concentración de nitratos en el lixiviado de la columna de suelo migajón arcillo-arenoso fue 12.1 y 8 mg-N L⁻¹ mientras que en la arena migajosa las concentraciones fueron de 57.7 y 120.9 mg-N L⁻¹ para cada una de las fechas.

En el tratamiento con solución nutritiva, donde no hay aporte de materia orgánica, es notorio el efecto del contenido de arcilla en el suelo para reducir la lixiviación de los nitratos, mientras que cuando se aplicó el lodo digerido, hubo un mayor efecto de la materia orgánica del suelo en la reducción de la lixiviación del nitrato, como puede verse en la figura 6-5 al final de esta sección.

6.4.2.1. Lixiviación de nitrógeno de nitratos a lo largo del experimento.

En la discusión siguiente se presentan los resultados que se obtuvieron a lo largo de las ocho aplicaciones de tratamientos y se relacionan con los fenómenos que afectan a la migración del nitrógeno de nitratos en los suelos.

Los análisis de varianza ($\alpha=0.05$) realizados con los datos de concentración de nitrógeno de nitratos en el lixiviado de la columna, detectaron diferencias significativas para los tratamientos en las seis primeras aplicaciones; en la séptima aplicación de tratamientos sólo se detectó diferencia significativa para los tratamientos usando una significancia $\alpha=0.1$ y en la octava aplicación no se detectó diferencia significativa entre tratamientos (anexo 6). Los análisis de varianza ($\alpha=0.05$ y $\alpha=0.1$) para los bloques o tipos de suelo no detectaron diferencias significativas durante todas las aplicaciones de tratamientos. Los resultados de la prueba de rangos múltiples de Duncan se presentan en la tabla 6-9 y se indican colocando una letra minúscula diferente (a, b o c) cuando los tratamientos tuvieron diferencia significativa entre ellos y con la misma letra cuando no se encontró diferencia.

➤ Primera aplicación de tratamientos 14 días después de la siembra.

De las fuentes empleadas como tratamiento, solamente se determinó la concentración de nitrógeno de nitratos en la solución nutritiva para la que se obtuvo un valor de 107.3 mg-N L⁻¹.

Si se toman como referencia las concentraciones promedio de nitrógeno de nitratos obtenidas a lo largo del experimento para el lodo crudo (1.1 mg-N L⁻¹) y lodo

digerido (69.3 mg-N L^{-1}), se puede observar que la concentración del lixiviado fue ligeramente mayor que la de la fuente en el caso del tratamiento con lodo crudo, mientras que los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva mostraron una reducción en la concentración del lixiviado con respecto a la fuente de 69.3 a 61.2 mg-N L^{-1} (88.3% de la concentración de la fuente) para el lodo digerido y de 107.3 a 83.0 mg-N L^{-1} (77.4% de la concentración de la fuente) para la solución nutritiva. Con respecto al mayor contenido de nitratos en el lixiviado que en la fuente cuando se aplicó el lodo crudo no es pertinente hacer una interpretación, ya que las concentraciones medidas se encontraban muy cerca del límite de detección de la técnica por lo que no son suficientemente confiables.

TABLA 6-9. Prueba de rango múltiple de Duncan ($\alpha=0.05$) y promedios por tratamiento de nitrógeno de nitratos (mg-N L^{-1}) lixiviado de las columnas de suelo en las ocho aplicaciones de tratamientos.

Días después de la siembra	Tratamiento		
	Lodo crudo	Lodo digerido	Solución nutritiva
14	4.6 c	61.2 b	83.0 a
22	0.8 c	50.5 b	91.8 a
29	0.5 c	33.4 b	79.2 a
35	0.4 b	76.2 a	88.9 a
43	0.5 b	49.6 a	69.2 a
49	0.5 b	42.6 ab	56.9 a
56*	0.3 b	28.7 a	39.3 a
63	0.2 a	22.6 a	59.1 a

* análisis de varianza con significancia $\alpha=0.1$

Con referencia a los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva, puede comentarse que la lixiviación de nitratos fue elevada, como era de esperarse debido a la carga negativa de este ion, ya que no puede retenerse en la superficie de intercambio del suelo que tiene cargas predominantemente negativas.

➤ Segunda aplicación de tratamientos 22 días después de la siembra.

Esta vez sí se realizó la determinación de nitrógeno de nitratos para las tres fuentes empleadas como tratamientos.

Nuevamente se observa que la concentración de nitrógeno de nitratos en la fuente para el lodo crudo fue menor que la concentración en el lixiviado. En general, después de esta fecha, se mantuvieron concentraciones en el lixiviado menores de 1 mg-N L^{-1} para todos los suelos tratados con lodo crudo durante el resto de la fase experimental.

La concentración del lixiviado en el tratamiento con lodo digerido muestra una ligera reducción con respecto a lo registrado para la primera aplicación. En esta segunda fecha la concentración se redujo de 99.3 a 50.5 mg-N L^{-1} (50.9% respecto a la concentración de la fuente). Esto probablemente se debe a una mayor retención del suelo debida al aporte de materia orgánica, pero también intervienen el consumo de nitratos por las plantas. En esta etapa del experimento el último fenómeno mencionado debe tener poca influencia en el consumo de nitratos, dado que el vegetal en esta fase temprana de crecimiento no es capaz de retener grandes cantidades del compuesto, debido a que su sistema radicular se concentra en una pequeña fracción

del volumen de suelo y aunque está entrando en su etapa de más rápido crecimiento, la cantidad de nitratos asimilada está también en función de su tamaño, por lo que no se refleja en un cambio de concentración de la solución.

TABLA 6-10. Concentración de nitrógeno de nitratos (mg-N L^{-1}) en el lixiviado de las columnas después de cada aplicación de tratamientos.

Tiempo (días)	Tipo de suelo	Tratamiento								
		Lodo crudo			Lodo digerido			Solución nutritiva		
		Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso	Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso	Migajón arcillo-arenoso	Arena migajosa	Migajón arenoso
14	Fuente	-			-			107.3		
	Lixiviado	6.7	6.0	0.9	56.9	63.4	63.2	79.9	85.7	83.4
22	Fuente	0.3			99.3			101.3		
	Lixiviado	0.7	1.2	0.5	44.4	52.9	54.2	83.5	96.3	95.5
29	Fuente	0.1			80.4			87.5		
	Lixiviado	0.3	1.1	0.2	61.1	31.4	7.6	83.7	81.6	72.2
35	Fuente	0.3			62.9			83.5		
	Lixiviado	0.5	0.4	0.3	91.9	64.3	72.5	74.6	93.0	99.1
43	Fuente	5.7			74.4			89.4		
	Lixiviado	0.5	0.3	0.6	61.8	36.6	50.5	-	73.0	65.4
49	Fuente	0.6			57.4			78.5		
	Lixiviado	0.3	0.4	0.8	48.0	40.8	38.9	33.3	74.2	63.2
56	Fuente	0.2			58.1			84.7		
	Lixiviado	0.2	0.3	0.2	35.2	26.2	24.6	12.1	57.7	48.1
63	Fuente	0.2			52.3			87.0		
	Lixiviado	0.2	0.3	0.2	22.7	20.4	24.6	8.0	120.9	48.4

➤ Tercera aplicación de tratamientos 29 días después de la siembra.

En el tratamiento con lodo crudo se observó nuevamente una mayor concentración de nitratos en el lixiviado que en la fuente. En este punto es importante notar que la concentración de nitratos en el lodo crudo es muy baja, y aunque al paso de la solución por la columna su concentración aumenta, la concentración en el lixiviado permanece en un nivel bajo. A pesar de que al paso de la solución por la columna se da un aumento en la concentración de nitratos, el lixiviado presenta concentraciones muy bajas de este compuesto.

La concentración de nitrógeno de nitratos lixiviado de la columna cuando se aplicó el tratamiento con solución nutritiva fue nuevamente mayor (79.2 mg-N L^{-1}) que en el lixiviado en el tratamiento con lodo digerido (33.4 mg-N L^{-1}). Esto puede atribuirse a que con la solución nutritiva no hay un aporte de materia orgánica que mejore la capacidad del suelo para retener aniones y los escasos sitios de intercambio disponibles se saturan con rapidez. La concentración del lixiviado en el tratamiento con lodo digerido fue del 41.5% respecto a la fuente y el tratamiento con solución nutritiva contenía 90.5% con respecto a la concentración de la fuente.

La concentración de nitrógeno de nitratos lixiviado en el tratamiento con lodo digerido aumentó de 44.4 a 61.1 mg-N L^{-1} en el suelo migajón arcillo-arenoso, mientras que en la arena migajosa y migajón arenoso bajó nuevamente. La baja en la concentración de nitrógeno de nitratos lixiviado en los últimos dos suelos puede atribuirse a la capacidad de intercambio que aporta la materia orgánica al suelo. En el

caso del suelo migajón arcillo-arenoso en el que se incrementó la concentración de nitratos lixiviado se puede mencionar que hubo una saturación de los sitios de intercambio de aniones, que de manera natural en los suelos se presentan en menor número que los sitios de intercambio de cationes.

- Cuarta aplicación de tratamientos 35 días después de la siembra.

En esta fecha la deshidratación de las columnas de suelo ocasionó su compactación por lo que se desprendieron de la pared del tubo de PVC y el flujo de la solución fue muy rápido, por ello los datos para esta fecha no son muy confiables.

En esta fecha el lixiviado mostró mayor concentración de nitratos que la fuente en ocho de las nueve columnas, únicamente en la columna con suelo migajón arcillo-arenoso tratada con solución nutritiva se tuvo un valor más bajo, pero mostrando también una lixiviación elevada.

El hecho de que los porcentajes de lixiviación de nitratos sean mayores a 100% puede atribuirse a un efecto de concentración de la solución, ya que el suelo se encuentra saturado con nitratos y no retiene lo aplicado en la solución, por otro lado, el suelo retiene parte del agua aplicada, por lo que el contenido inicial de nitratos se concentra en un volumen menor de agua, que es la que se colecta en el drenaje inferior de la columna. Sin embargo, los valores de nitratos medidos en los lixiviados para esta fecha no son del todo confiables, debido al problema que se mencionó líneas arriba, por lo que es muy probable que este comportamiento se debiera a un error experimental.

- Quinta aplicación de tratamientos 43 días después de la siembra.

En esta fecha se presentó nuevamente la deshidratación de las columnas que ocasionó el libre flujo de la solución a través de los espacios formados entre la columna de suelo y el tubo de PVC.

En los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva se reduce la concentración de nitratos en el lixiviado con respecto a la aplicación anterior, el tratamiento con lodo digerido se alimentó con una concentración de 74.4 mg-N L^{-1} y el lixiviado salió con 49.6 mg-N L^{-1} (66.7% respecto a la concentración de entrada) y el tratamiento con solución nutritiva se alimentó con una concentración de 89.4 mg-N L^{-1} y el lixiviado salió con 69.2 mg-N L^{-1} (77.4% respecto a la concentración inicial). Esto indica que la planta está asimilando mayores cantidades de nitrato, tanto en forma directa al absorberlo de la solución, como el que queda retenido en la superficie de intercambio del suelo, restableciendo la capacidad de intercambio de aniones.

- Sexta aplicación de tratamientos 49 días después de la siembra.

En el tratamiento con lodo crudo la concentración de nitratos en el lixiviado permanece en valores menores a 1 mg-N L^{-1} . Este comportamiento es similar al que se presentó para las primeras cinco aplicaciones.

Las concentraciones de nitratos en los lixiviados de los tratamientos con lodo digerido (42.6 mg-N L^{-1}) y solución nutritiva (56.9 mg-N L^{-1}) permanecen en niveles similares a los observados en la anterior aplicación de tratamientos, excepto en la columna de suelo migajón arcillo-arenoso tratado con solución nutritiva en el que se reduce a 33.3 mg-N L^{-1} ; a partir de esta fecha se observa una baja lixiviación de nitratos en esta columna, debido posiblemente a que el vegetal restablece la capacidad de intercambio de aniones del suelo, lo que en este caso, por su mayor contenido de arcilla permite una mayor retención al momento de aplicar la solución a la columna. Esto indica que

en el tratamiento con solución nutritiva en el que no hay aporte de materia orgánica, el mayor contenido de arcilla en el suelo contribuye a reducir la lixiviación de nitrógeno en forma de nitratos; mientras que si se compara este mismo suelo con el tratamiento de lodo digerido (48.0 mg-N L^{-1}) se puede observar que el contenido de arcilla no contribuye a reducir la concentración de nitratos en el lixiviado en el mismo grado con que lo hace el aporte de materia orgánica, véase la gráfica 6-5 al final de este apartado.

➤ Séptima aplicación de tratamientos 56 días después de la siembra.

En los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva se presenta una ligera baja de la concentración de nitratos en el lixiviado respecto a la aplicación anterior, siendo más notorio en la columna con suelo migajón arcillo-arenoso tratado con solución nutritiva, como ya se comentó anteriormente. Para el tratamiento con lodo digerido se aplicó una solución con 58.1 mg-N L^{-1} y el lixiviado obtenido tuvo 28.7 mg-N L^{-1} de nitratos (49.3% respecto a lo aplicado), mientras que en el tratamiento con solución nutritiva la entrada tuvo 84.7 mg-N L^{-1} y en el lixiviado se midieron 39.3 mg-N L^{-1} (46.4% respecto a lo aplicado).

➤ Octava aplicación de tratamientos 63 días después de la siembra.

Los tratamientos con lodo crudo continúan presentando mayor concentración de nitratos en el lixiviado que en la fuente. Por su parte, el tratamiento con lodo digerido presenta concentraciones de nitratos en el lixiviado (22.6 mg-N L^{-1}) semejantes a los observados en la aplicación anterior.

En el caso del tratamiento con solución nutritiva se observa nuevamente una reducción de la lixiviación en la columna con suelo migajón arcillo-arenoso, alcanzando un valor de 8.0 mg-N L^{-1} que es el más bajo observado para este tratamiento; la columna con arena migajosa mostró un aumento en la concentración del lixiviado de 57.7 a $120.9 \text{ mg-N L}^{-1}$ entre la aplicación anterior y ésta, y la columna con suelo migajón arenoso no mostró un cambio apreciable (de 48.1 a 48.4 mg-N L^{-1}).

El comportamiento de la columna de arena migajosa tratada con solución nutritiva sale del comportamiento general que se venía observando en la lixiviación durante las últimas aplicaciones. Como puede apreciarse en la gráfica 6-4, la concentración en el lixiviado de la columna de arena migajosa tratada con solución nutritiva, se venía reduciendo gradualmente a partir de la cuarta aplicación de tratamientos a los 35 días de la siembra, pero en la última aplicación se dispara al máximo valor observado durante todo el experimento para esta columna ($120.9 \text{ mg-N L}^{-1}$). Como no se cuenta con datos posteriores que muestren si esta elevada lixiviación de nitratos continúa o si vuelve a sus niveles anteriores, no es prudente tratar de dar una explicación a este comportamiento, esto aunado a que el valor medido está cercano a los límites de detección de la técnica empleada, por lo que no es muy exacto.

6.4.2.2. Comentarios finales sobre la migración del nitrógeno de nitratos.

De acuerdo con los resultados obtenidos a lo largo del experimento y a la discusión de los mismos, se detectó que los mecanismos que ejercieron una mayor influencia sobre la lixiviación de los nitratos y que pudieron identificarse con este trabajo fueron en orden decreciente de importancia: 1) la extracción por las raíces del cultivo; 2)

la contribución de la materia orgánica a la retención de aniones y 3) la adsorción en las superficies de intercambio del suelo. Por su parte, los procesos microbianos que intervienen en la formación y destrucción de los nitratos (nitrificación y desnitrificación) parecen haberse manifestado con niveles bajos de actividad, por lo que la mayor cantidad de nitratos lixiviada proviene de la solución aplicada.

En las aplicaciones de tratamientos posteriores a los 35 días de la siembra para lodo digerido y solución nutritiva, se observa que el porcentaje y la concentración de nitratos en el lixiviado se reduce gradualmente hasta finalizar la experimentación (figura 6-5). Este comportamiento se debe a que la masa vegetal comenzó a ejercer una demanda de nitratos tal, que fue capaz de remover parte de lo que se encontraba adsorbido a los sitios de intercambio, regenerando la capacidad del suelo para retener nitratos en el intervalo entre las aplicaciones de tratamientos.

La aplicación de lodos aportó cantidades importantes de materia orgánica al suelo contribuyendo a incrementar la retención de nitratos. Este fenómeno puede deberse a la presencia de algunas cargas negativas; pero principalmente a la retención de agua y solutos por parte de las estructuras orgánicas presentes (celulosa, proteínas, geles).

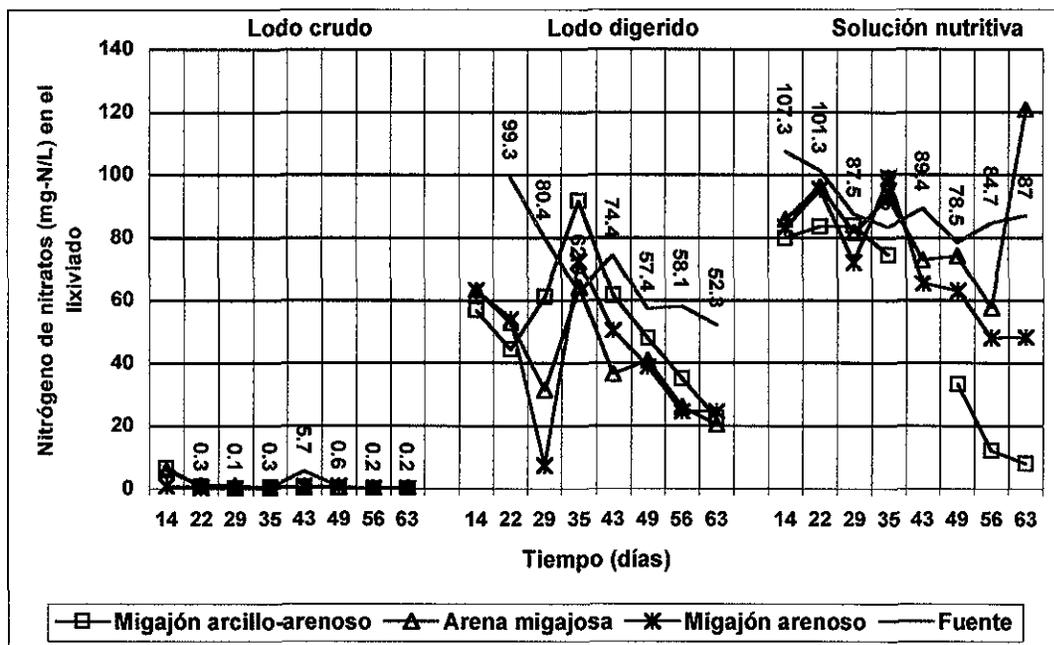


FIGURA 6-5. Concentración de nitrógeno de nitratos en el lixiviado en tres suelos tratados con tres fuentes de nutrientes.

El proceso de intercambio de nitratos con el suelo se presentó en baja proporción, como se desprende de las altas concentraciones de nitratos en los lixiviados de las columnas tratadas con las soluciones más concentradas (lodo digerido y solución nutritiva). En estos dos tratamientos se observa un incremento en la concentración de nitratos en los lixiviados hasta la cuarta aplicación de soluciones a los 35 días de la siembra, y posteriormente se presenta una disminución gradual hasta el final del experimento, aunque los valores elevados que se midieron a los 35 días de la siembra no son muy confiables por el problema en el flujo de la solución que ya se comentó anteriormente, como puede apreciarse en la figura 6-5. El incremento inicial de la

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

lixiviación se debe a la saturación de los sitios de intercambio, los cuales son muy escasos en los tres tipos de suelo empleados, ocasionando, en algunos casos, la presencia de concentraciones de nitratos mayores en el lixiviado que en la solución aplicada. Este hecho puede explicarse de la siguiente manera: al aplicarse la solución con nitratos a una columna de suelo ya saturada, la gran mayoría de éstos se lixivian junto con el agua en exceso que sale finalmente por el drenaje inferior, de manera que el nitrato aplicado queda contenido en un volumen de agua menor al original, debido a que parte de ésta queda retenida en el suelo, por lo cual se presenta un efecto de concentración de la solución. Para este comportamiento se observó que el fenómeno de advección tuvo gran importancia cuando la concentración de nitratos en la solución del suelo fue alta y en el caso extremo, cuando se aplicó un tratamiento con bajo contenido de nitratos, como el caso del lodo crudo, se obtuvo un lixiviado con prácticamente todo el nitrato aplicado.

Un fenómeno asociado a éste es el de la capacidad del suelo para la retención de aniones que se hizo evidente en el caso del nitrato (NO_3^-), que aunque se retiene en pequeñas cantidades en el suelo, fue posible detectar su efecto; en este caso la adsorción de este anión se da por la presencia de sitios con carga positiva en la superficie de la arcilla (en muy baja proporción), y por la formación de una capa de cationes alrededor de los sitios de carga negativa que ejerce una ligera atracción sobre los aniones de la solución del suelo.

6.4.3. Nitrógeno de nitritos.

A continuación se discuten los resultados que se obtuvieron al analizar el contenido de nitritos en el lixiviado de columnas de suelo con aplicación de lodo crudo y digerido de la PTARM de Ciudad Universitaria, D.F., comparado con la aplicación de solución nutritiva en tres suelos de texturas gruesa, media y fina con un cultivo de avena (*Avena sativa* var. Toluca). El criterio para dar una lectura como cero fue con una absorbancia menor que 0.05 con un volumen de muestra de 25 ml.

TABLA 6-11. Concentración de nitritos en el lixiviado (mg-N L^{-1}), resultados del análisis de varianza y de la prueba de Duncan en las ocho aplicaciones de tratamientos.

Días después de la siembra	Tratamiento			Efecto del tratamiento $\alpha=0.05$	Efecto del bloque $\alpha=0.05$
	Lodo crudo	Lodo digerido	Solución nutritiva		
14	0.034	0.130	0.244	No	No
22	0.032	0.087	0.188	No	No
29	0	0.199	0.245	No	No
35	0.033 (b)	1.981 (a)	0.309 (b)	Sí	No
43	0.121	0.368	0.295	No	No
49	0.123	0.607	0.195	No	No
56	0.021	0.154	0.103	No	No
63	0.010	0.091	0.075	No	No

Como se mencionó en la revisión bibliográfica de este trabajo, el proceso de nitrificación consta de dos etapas que a su vez realizan dos especies de microorganismos. En la primera etapa a cargo del género *Nitrosomonas*, se realiza la oxidación del amoníaco (NH_3) a nitrito (NO_2^-) y a continuación el género *Nitrobacter* continúa con la oxidación del nitrito (NO_2^-) hasta nitrato (NO_3^-). De lo anterior se desprende que la

presencia de nitritos en un medio acuoso está íntimamente ligado con el nivel de actividad de ambos grupos de microorganismos y con la concentración de sus respectivos sustratos.

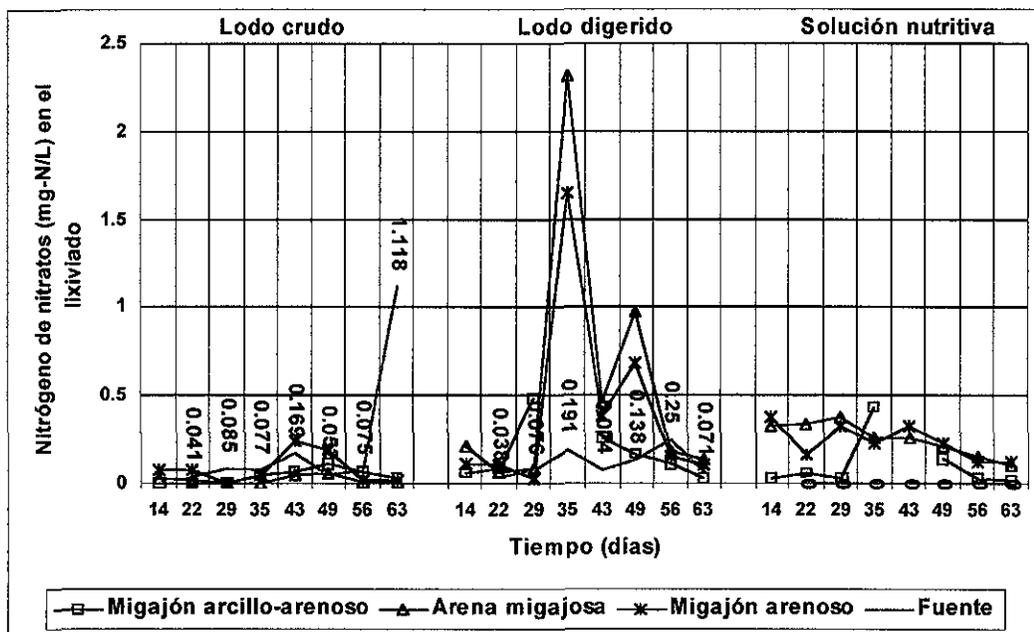


FIGURA 6-6. Concentración de nitrógeno de nitritos en tres suelos con tres fuentes de nutrientes.

En general se observa que el contenido de nitritos en el lixiviado tiene un máximo de concentración entre los 35 y 49 días después de la siembra para los tratamientos evaluados, y posteriormente se da una reducción gradual (tabla 6-11 y figura 6-6). Dado que la presencia de nitritos está relacionada con la actividad de los microorganismos nitrificantes, podemos decir que al inicio del experimento no se tiene una población grande de estos microorganismos, por lo que la formación de nitritos (NO_2^-) es baja como se observa en la figura 6-6. Posteriormente, al incrementarse las colonias de nitrificantes en el suelo, aumenta la presencia de nitritos en el lixiviado, pero poco tiempo después se intensifica la competencia por nitrógeno amoniacal entre la planta y los microorganismos, lo que provoca una reducción gradual en la población de estos últimos, lo cual se refleja en menores concentraciones de nitritos en el lixiviado.

6.5. Balance de masa.

La discusión siguiente se hace con base en la cantidad neta de nitrógeno lixiviado de la columna de suelo y en el porcentaje de este valor respecto al total de nitrógeno aplicado. Con la masa de nitrógeno lixiviado de la columna se realizó un análisis de varianza ($\alpha=0.05$) en el que se encontraron diferencias significativas para los tratamientos, pero no para los bloques o tipos de suelo (anexo 6). La masa de nitrógeno lixiviado para cada tratamiento fue de 2.55, 40.27 y 60.96 g-N m^{-2} para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Estos resultados muestran mucha relación, por un lado, con la forma química en la que se encontraba el nitrógeno en cada uno de los tratamientos y por otro lado, con el aporte de materia orgánica.

El tratamiento con lodo crudo, en el que la mayor cantidad de nitrógeno se encontraba en forma reducida, ya sea en forma de nitrógeno orgánico o amoniacal, mostró la mayor acumulación (como porcentaje) de nitrógeno en la columna. Esto se debe a que el ión amonio se retiene con gran facilidad en la columna de suelo, como ya se discutió anteriormente, por lo que el nitrógeno presente en esta forma, así como el nitrógeno orgánico que al ser liberado lo hace en forma de amonio, tiene muchas posibilidades de quedar retenido en las superficies de intercambio de los suelos.

El tratamiento con lodo digerido aporta nitrógeno en forma orgánica y de nitratos principalmente, y en menor cantidad en forma de amonio. El nitrógeno orgánico, que es la mayor aportación en este caso, tiene grandes posibilidades de ser retenido en el suelo al pasar a la forma amoniacal, pero el nitrógeno de nitratos, que en este caso fue el 23.4% del total aplicado, se lixivia con facilidad, por lo que tiene poca oportunidad de quedar retenido en la columna de suelo o ser aprovechado por las plantas, es por eso que el porcentaje lixiviado es mayor que para el lodo crudo (2.8%).

TABLA 6-12. Balance de masa de nitrógeno (g-N m^{-2}).

Trat	Blo.	Entradas					Salidas						E-S
		N. or	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	Total	Lixiviado				Ext.	Total	
							NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	Total			
LC	Ma-a	66.30	25.49	0.90	0.20	92.86	1.61	1.00	0.04	2.65	15.31	17.90	74.92
	AM	66.30	25.49	0.90	0.20	92.86	1.37	1.00	0.02	2.39	11.88	14.30	78.55
	MA	66.30	25.49	0.90	0.20	92.86	2.15	0.40	0.07	2.62	12.06	14.70	78.20
LD	Ma-a	104.15	9.52	58.30	0.10	172.07	1.34	44.40	0.13	45.87	15.85	61.70	110.35
	AM	104.15	9.52	58.30	0.10	172.07	1.76	35.40	0.47	37.63	14.39	52.00	120.10
	MA	104.15	9.52	58.30	0.10	172.07	1.58	35.40	0.34	37.32	20.39	57.70	114.40
SN	Ma-a	0	91.82	75.70	0	167.49	1.71	39.50	0.08	41.29	23.03	64.30	103.21
	AM	0	91.82	75.70	0	167.49	6.00	71.80	0.22	78.02	16.68	94.70	72.78
	MA	0	91.82	75.70	0	167.49	2.87	60.50	0.20	63.57	14.98	78.60	88.90

- LC= lodo crudo
- LD= lodo digerido
- SN= solución nutritiva
- Ma-a= migajón arcillo-arenoso
- AM= arena migajosa
- MA= Migajón arenoso
- N-or= nitrógeno orgánico contenido en los sólidos totales de los lodos (LC= 3.75%, LD= 3%)
- Ext.= extracción por el vegetal (0.7% de biomasa como N)
- E-S= diferencia (entradas - salidas)

En el caso del tratamiento con solución nutritiva en el que el aporte de amonio (54.8%) y nitrato (45.2%) fueron muy semejantes y no hay aporte de nitrógeno orgánico, se observó la lixiviación más alta, tanto en proporción (36.4%) como en masa (60.96 g-N m^{-2}). Esto está relacionado con la menor proporción de nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico que eventualmente pasará a la forma amoniacal, con respecto al nitrógeno de nitratos comparado con los otros tratamientos, pero también puede atribuirse, aunque en menor grado, a la falta de materia orgánica, por lo que hubo una pobre retención de nitrógeno.

6.6. Discusión final sobre migración de nitrógeno.

A lo largo de este trabajo se hizo evidente que en la migración de los compuestos nitrogenados, aplicados en dosis elevadas, a través de la columna de suelo, es muy importante conocer la forma química en que este elemento entra al sistema, ya que las transformaciones que puedan darse dentro de los primeros centímetros de suelo no alteran en forma sustancial las proporciones de cada una de esas formas. En estas condiciones se observó que la capacidad de intercambio catiónico del suelo es el principal fenómeno responsable de la retención de nitrógeno, por lo cual, al diseñar un sistema de disposición de lodos en suelos agrícolas, debe tenerse presente el tratamiento previo al que se debe someter, a fin de evitar la aplicación de grandes dosis de nitratos que se lixivian fácilmente hacia el subsuelo y eventualmente pueden entrar en contacto con las aguas subterráneas. En estos casos, lo que se puede recomendar, con base en los resultados obtenidos en este trabajo, es optar por la aplicación de lodos crudos o digeridos de manera anaerobia, de manera que predomine la forma amoniacal del nitrógeno aplicado. Sin embargo, la aplicación de lodos crudos representa riesgos de tipo microbiológico para la salud humana, por su parte, la disposición de lodos digeridos por la vía aerobia puede hacerse con dosis suficientemente bajas para evitar la migración de nitratos en cantidades que pongan en riesgo la calidad de las aguas subterráneas.

Algunos fenómenos como la actividad de microorganismos nitrificantes y desnitrificantes o la capacidad de la materia orgánica para retener compuestos nitrogenados, se producen a escalas muy bajas como para tener un efecto sensible en la retención o lixiviación de nitrógeno en el suelo, de acuerdo con las dosis aplicadas en este trabajo y con el tiempo que duró la experimentación. Estos fenómenos resultan relevantes en ecosistemas naturales o poco alterados, como la agricultura tradicional, en los que el aporte de nitrógeno es bajo, y procesos como la nitrificación, amonificación desasimilativa, desnitrificación, así como la capacidad de retención de la materia orgánica juegan un papel determinante en el suministro de este nutriente para el cultivo.

Otro aspecto que resalta en los resultados de este trabajo, es que la migración de las formas de nitrógeno evaluadas tiene variaciones temporales que están en estrecha relación con la etapa de desarrollo del cultivo, por lo cual, un sistema de disposición de lodos en un suelo agrícola debe considerar su aplicación en las etapas de mayor demanda de nitrógeno por el cultivo. Esto puede programarse mediante cultivos escalonados, de manera que se garantice la mayor remoción posible de compuestos nitrogenados.

6.6.1. Lixiviación de nitrógeno.

El tratamiento que dio la mayor lixiviación, fue el de solución nutritiva con 36.4% seguido por el lodo digerido con 23.4% y la menor lixiviación se presentó en el lodo crudo con 2.8% de nitrógeno lixiviado con respecto al aplicado como puede verse en la tabla 6-13. Esto se relaciona con tres factores principalmente, uno es la forma de nitrógeno predominante en cada una de las soluciones aplicadas como tratamiento, otro la extracción por parte del cultivo y en tercer lugar el efecto de la materia orgánica que aportaron los distintos tratamientos.

Como se comentó en secciones anteriores, el nitrógeno en forma de nitratos tiende a lixivarse casi en su totalidad, debido a su carga negativa que impide su adsorción en la

superficie de intercambio del suelo, también con carga negativa, mientras que el nitrógeno en forma de amonio (NH_4^+) queda fácilmente retenido en el suelo, debido a que su carga es positiva. De aquí podemos pensar que la mayor lixiviación en los tratamientos con solución nutritiva y lodo digerido, se debió a que estos tratamientos tenían un alto contenido de nitratos que migraron fácilmente a través de la columna de suelo al paso de la solución aplicada, mientras que el tratamiento con lodo crudo presentó una lixiviación considerablemente menor, debido a su bajo contenido de nitratos.

TABLA 6-13. Valores que muestran el movimiento de nitrógeno en las columnas de suelo.

Tratamiento	Nitrógeno lixiviado respecto al aplicado (%)	Nitrógeno extraído respecto al aplicado (%)	Nitrógeno de nitratos en la solución aplicada (%)	Nitrógeno lixiviado (g-N m^{-2})
Lodo crudo	2.8	14.1	0.9	2.55
Lodo digerido	23.4	9.8	22.3	40.27
Solución nutritiva	36.4	10.9	34.2	60.96

Con respecto a la extracción de nitrógeno por el cultivo, podemos observar en las tablas 6-12 y 6-13 que en el tratamiento con solución nutritiva se presentó una mayor extracción (18.23 g-N m^{-2}) respecto a los tratamientos con lodo crudo (13.08 g-N m^{-2}) y lodo digerido (16.88 g-N m^{-2}). Esto se debe a que la solución nutritiva aporta una mayor cantidad de nitrógeno amoniacal que puede ser retenido en el suelo por más tiempo que el nitrato, dando oportunidad de que el vegetal pueda absorberlo.

En el balance global, no es muy notorio el efecto de la materia orgánica sobre la retención de nitrógeno, particularmente en forma de nitratos, si bien el tratamiento con lodo digerido mostró una menor lixiviación (23.4%) que el tratamiento con solución nutritiva (36.4%), también el aporte de nitratos en los lodos fue menor que el de la solución nutritiva. Sin embargo, podemos observar que la columna de arena migajosa tratada con solución nutritiva mostró lixivitaciones bastante más elevadas de nitrógeno amoniacal (6.0 g-N m^{-2}) y de nitratos (71.8 g-N m^{-2}) comparado con el resto de las columnas (cuadro 6-12). En el tratamiento con lodo crudo, la columna de arena migajosa tuvo una lixiviación semejante a los otros dos suelos, mientras que en el tratamiento con lodo digerido mostró menor lixiviación que el suelo migajón arcillo-arenoso, a pesar de que el lodo digerido aporta una gran cantidad de nitratos (58.3 g-N m^{-2}). La mayor retención que se dio en el suelo arena migajosa cuando se trató con lodos, sí puede atribuirse a la acción de la materia orgánica en la retención de nitratos.

Ahora podemos comparar los valores de nitrato que se lixivieron en cada tratamiento, con el valor reportado por Baier y Rykbot, 1976, como límite aceptable en un cultivo de papa para mantener una concentración en el agua subterránea menor a 10 mg-N L^{-1} y que ellos estimaron en $55.5 \text{ kg-N ha}^{-1}$. Para los tratamientos evaluados, se obtuvo una lixiviación de nitratos de 8 kg-N ha^{-1} , $402.7 \text{ kg-N ha}^{-1}$ y $572.7 \text{ kg-N ha}^{-1}$ para lodo crudo, lodo digerido y solución nutritiva respectivamente. De acuerdo con esta referencia, vemos que el único caso en que la lixiviación de nitratos está por debajo del valor umbral estimado en dicho trabajo, es el tratamiento con lodo crudo, mientras que los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva están 7.3 y 10.3 veces por encima de ese valor. Aquí es importante aclarar que el valor umbral antes referido, no puede

tomarse como una referencia general, ya que fue estimado para unas condiciones particulares de suelo, volumen de lixiviado, profundidad y gasto del acuífero.

NO SE PUEDE SALEN
DE LA BIBLIOTECA

CAPÍTULO 7.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1. Conclusiones.

1. La capacidad de los compuestos nitrogenados para migrar a través de la columna de suelo, cuando son aplicados en solución, está determinada por la forma química en que se encuentran, hallándose que el nitrógeno en forma de nitrato (NO_3^-) tiene mayor capacidad para migrar junto con la solución (por advección), mientras que el amonio (NH_4^+), en su mayoría, queda retenido en la superficie de intercambio catiónico del suelo.
2. La transformación de los compuestos nitrogenados en el sistema no tuvo un efecto sensible sobre la migración de nitrógeno en forma de nitrato (NO_3^-) a la concentración en la que se aplicó, mientras que la presencia de nitritos (NO_2^-) indica que hubo transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos; pero no se detectaron cambios importantes respecto a la composición de la solución aplicada que se pueda atribuir a este proceso.
3. La lixiviación de compuestos nitrogenados, cuando se aplicó lodo digerido fue 15.8 veces mayor que cuando se aplicó lodo crudo, debido al mayor contenido de nitrógeno en forma de nitratos (NO_3^-) en el primer caso y de amoniacal en el segundo.
4. Cuando se aplicó lodo crudo, que aporta principalmente nitrógeno amoniacal (NH_4^+), no se detectaron diferencias en la lixiviación de nitrógeno para los tres tipos de suelo (2.75% de nitrógeno lixiviado), mientras que cuando se aplicó lodo digerido, con un alto contenido de nitrógeno de nitratos (NO_3^-), se tuvo mayor lixiviación en el suelo migajón arcillo-arenoso con 26.66% y una menor lixiviación para los suelos arena migajosa y migajón arenoso de 21.87% y 21.69% respectivamente.
5. El aporte de materia orgánica de los lodos aplicados disminuyó la lixiviación de nitrógeno en todas sus formas en el suelo arena migajosa.
6. La transformación de los compuestos nitrogenados en los diferentes suelos no provocó efectos apreciables sobre la lixiviación en el tiempo que duró la fase experimental.
7. Se determinó la aportación de nitrógeno en forma amoniacal (NH_4^+) en 25.49 y 9.52 g-N m^{-2} para lodo crudo y digerido, respectivamente; la aportación en forma de nitratos (NO_3^-) en 0.9 y 58.30 g-N m^{-2} para lodo crudo y digerido, respectivamente; y la aportación en forma de nitritos (NO_2^-) en 0.20 y 0.10 g-N m^{-2} para los lodos crudo y digerido, respectivamente.

8. La presencia de nitritos indica que hubo transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos en las columnas tratadas con lodo digerido y solución nutritiva. Dicha transformación no se detectó en las columnas de suelo tratadas con lodo crudo.
9. En términos agronómicos, la producción de materia seca mostró incrementos de 29.0 y 39.4% cuando se aplicaron lodo digerido y solución nutritiva, respectivamente, comparados con el tratamiento de lodo crudo. Desde este punto de vista, lo más recomendable sería aplicar lodos digeridos en forma aerobia con el fin de lograr el mayor rendimiento en producción de follaje (26.1 ton ha^{-1}).
10. Cuando se analizó la variable altura de planta, se observó que la tasa de crecimiento disminuyó hacia el final de la fase experimental en los tratamientos con lodo digerido y solución nutritiva, mientras que para el tratamiento con lodo crudo, la tasa de crecimiento se mantuvo alta hasta finalizar las observaciones.

7.2. Recomendaciones.

- Con el fin de establecer un balance de masa más preciso en este tipo de trabajos, es recomendable montar un sistema de recuperación de lixiviados que no tenga interferencias por los fenómenos meteorológicos, o bien trabajar dentro del laboratorio.
- En posteriores experiencias, es aconsejable la determinación del nitrógeno total Kjeldahl para tener una mejor aproximación de las cantidades de nitrógeno aplicadas.
- Según el enfoque que se dio en este trabajo, se determinó que la menor migración de nitrógeno cuando se aplican lodos de un sistema de tratamiento de agua residual municipal en un terreno agrícola, se obtiene cuando éstos se aplican en forma cruda, sin embargo, es importante aclarar que esto no es lo más recomendable, ya que en esta forma los lodos tienen un alto contenido de patógenos con un potencial también alto para perjudicar la salud humana, ya sea de manera directa, por contacto con estos materiales, o bien de forma indirecta, por el consumo de productos agrícolas contaminados por estar en contacto con dichos materiales. Debido a que se observó que la mayor migración de nitrógeno está directamente ligada con la forma química en que este elemento se encuentra en los lodos, debe probarse con la aplicación de lodos digeridos por vía anaerobia o estabilizados mediante algún sistema en que no se presenten las condiciones para la transformación de nitrógeno amoniacal a nitratos, como la estabilización con cal, por ejemplo.
- Con tiempos de aplicación de lodos más prolongados y en dosis más bajas será posible detectar las transformaciones efectuadas por microorganismos, como nitrificación y desnitrificación, procesos que al prolongarse en el tiempo pueden llegar a transformar cantidades importantes de amonio y nitrato. En particular sería preocupante la nitrificación pues el nitrato producto de este proceso tiene el potencial de migrar hacia el agua subterránea.
- Con la finalidad de reducir el aporte de materiales peligrosos a la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria, es deseable que se establezcan mecanismos para el tratamiento conjunto de los desechos que generan los diferentes laboratorios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (1971). Standard methods for the examination of water and wastewater. 13th edition. American Public Health Association. Washington, DC. USA.
- Amy, Gary; L. Gray Wilson; Aimee Conroy; John Coahbandour; Wenyi Zhai and Mohamed Siddiqui. (1993). Fate of Chlorination Byproducts and Nitrogen Species During Effluent Recharge and Soil Aquifer Treatment (SAT). Water Environment Research. Vol. 65 No. 6. 726-734
- Badillo Ibarra, María Isabel. (2000). Efecto de los oxihidróxidos de hierro y carbonatos de calcio en la adsorción de cadmio en el suelo del Valle de México. Tesis de maestría en Ingeniería (Ambiental) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Baier, J.H. and K.A. Rykbot. (1976). The Contribution of Fertilizer to the Groundwater of Long Island. Ground Water Vol. 14 No. 6, November-December, 1976, pp. 439-448.
- Bastian, Robert; Robert M. Southworth; Joseph B. Farrell; Thomas C. Granato; Cecil Lue-Hing; Richard I. Pietz and K. C. Rao. (1998). Regulatory issues, en: Lue-Hing, Cecil; David R. Zenz; Prakasam Tata; Richard Kuchenrither; Joseph F. Malina Jr.; Bernard Sawyer. Editors. (1998). Municipal sewage sludge management: A reference text on processing, utilization and disposal. Volume 4. Second Edition. technomic Publishing Company Inc. Pennsylvania. USA.
- Becerril Albarrán, Josefina Paz. (1991). Estudio de la calidad del agua en pozos cercanos al tiradero de basura de Santa Catarina. Tesis de maestría en Ingeniería (Ambiental) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Bidwel, R.G.S. (1979). Fisiología vegetal. AGT Editor SA. México.
- Binkley, Dan. (1993). Nutrición forestal. Prácticas de manejo. Editorial Limusa SA de CV. México
- Bosch, H.M., A.B. Rosefield, R. Huston, H.R. Shipman and F.L. Woodward. (1950). Methemoglobinemia and Minnesota well supplies. J. Am. Water Works Assoc. 42: 161-170.
- Brock, Thomas D. y Michael T. Madigan. (1993). Microbiología. Sexta edición. Prentice-Hall Hispanoamericana SA. México.
- Canter, Larry W. (1997). Nitrates in groundwater. Lewis Publishers. USA.

- CNA, (1996). Programa Nacional Hidráulico 1995-2000: <http://www.sequia.edu.mx/plan-hidra/prog-hid.html>
- CNA, (1999). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento 06/oct/01: http://www.cna.gob.mx/portal/publicaciones/subsector99/Cap6_99.PDF
- Colin, F. (1991). Experiences in the Laboratory and with Columns and Lysimeters for the Study of Sludge Landfilling en: Colin, F; P. J. Newman; Y. J. Puolanne. 1991 Recent developments in sewage sludge processing. Elsevier. Applied Science. Northern Ireland.
- Davis, R.D. (1996). The Impact of EU and UK Environmental Pressures on the Future of Sludge Treatment and Disposal. Water and Environmental Management. Volume 10 No. 1 February 1996. London, England.
- Directiva 86/278/CEE, (1986). 06/oct/2001, 21h: http://www.europa.eu.int/eur-lex/es/lif/dat/1986/es_386L0278.html
- Diario Oficial de la Federación. (1993). Listado de residuos peligrosos por su toxicidad al ambiente NOM-052-ECOL-1993. México
- Donovan W.C. and Logan T.J. (1983). Factors Affecting Ammonia Volatilization From Sewage Sludge Applied to Soil in a Laboratory Study. J. Environ Qual. 12: 584-590
- EPA/625/R-92/013. (1999). Environmental regulations and technology: Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. Cincinnati, Ohio, USA.
- FitzPatrick E.A. (1987). Suelos. Su formación, clasificación y distribución. Compañía Editorial Continental SA de CV. México.
- García Navarrete, Gilberto. (1996). Evaluación de parámetros de adsorción de compuestos orgánicos halogenados (TCE y PCE) en diferentes tipos de suelo. Tesis de maestría en Ingeniería (Ambiental) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Hallberg, G.R. (1986). Overview of Agricultural Chemicals in Ground Water. Proceedings of the Conference on Agricultural Impacts on Ground Water, August 1986, National Water Well Association. Dublin, Ohio. pp. 1-63.
- Hauser, Barbara A. (1996). Practical manual of wastewater chemistry. Ann Arbor Press, Inc. USA.
- Hillel, Daniel. (1998). Environmental soil physics. Academic Press. USA.

- Iturbe Argüelles Rosario y Ana Elisa Silva Martínez. (1992). Agua subterránea y contaminación. Series del Instituto de Ingeniería No. 539. UNAM. México.
- Iturbe Argüelles, María del Rosario. (1997). Transporte y dispersión de compuestos químicos orgánicos (hidrocarburos alifáticos halogenados) a través del flujo en medio poroso. Tesis de doctorado en Ingeniería (Hidráulica) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Juárez Badillo y Rico Rodríguez. (1997). Mecánica de suelos. Tomo 1. Fundamentos de la mecánica de suelos. Editorial Limusa SA de CV. México.
- Jury, W.A. (1986). Volatilization from soil. en: Hern, Stephen and Susan M. Melacon. Vadose zone modeling of organic pollutants Lewis Publishers, Inc. USA.
- Krogmann, Uta; Lisa S. Boyles; C. James Martel; Katherine A. McComas. (1997). Biosolids and Sludge Management *Water Environment Research*. Vol. 69 No. 4. USA.
- Metcalf & Eddy. (1996). Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tomo I. McGraw-Hill Interamericana Editores SA de CV. México.
- Monterey Regional Water Pollution Control Agency. (1987). Monterey wastewater reclamation study for agriculture. Final report april 1987 Engineering-Science. Berkeley, California, USA.
- Montgomery, Douglas C. (1991). Diseño y análisis de experimentos. Grupo Editorial Iberoamérica SA de CV. México.
- Muñoz Gant F; M.J. Polo Gómez y J.V. Giráldez Cervera, (1999) Modificaciones de algunas propiedades físicas en un suelo del Valle del Guadalquivir enmendado con lodos de depuradora, en: Índice para estudios en la zona no saturada del suelo, editores: R. Muñoz Carpena, A. Ritter Rodríguez, C. Tascón Rodríguez. Actas de las IV Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo-ZNS'99
- Muñoz Nava, Hipólito. (1997). Lixiviación de aluminio en lechos de disposición de lodos. Tesis de maestría en Ingeniería (Ambiental) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Nielsen, Donald R; M.Th. van Genuchten and William A. Jury. (1989). Transport processes from soil surfaces to groundwaters. en: Arriola, Linda M. 1989. Groundwater contamination. International Association of Hydrological Sciences. Great Britain.
- Odum, E. P. (1972). Ecología. Tercera Edición. Nueva Editorial Interamericana S. A. de C. V. México

- Palacios, M.P.; P. Lupiola; E. Del-Nero y N. Pavón. (1999)(a). Primeros resultados del estudio de persistencia de *Salmonella* en la ZNS del suelo agrícola, en: Índice para estudios en la zona no saturada del suelo, editores: R. Muñoz Carpena, A. Ritter Rodríguez, C. Tascón Rodríguez. Actas de las IV Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo-ZNS'99
- Palacios, M.P., E. Del-Nero y N. Pavón. (1999)(b). Influencia del agua de riego con agua de depuradora municipal de diferentes calidades sobre los suelos del cultivo de platanera, en: Índice para estudios en la zona no saturada del suelo, editores: R. Muñoz Carpena, A. Ritter Rodríguez, C. Tascón Rodríguez. Actas de las IV Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo-ZNS'99
- Programa de Normas Oficiales Mexicanas (1999).
http://www.ine.gob.mx/dgra/normas/no_elad.htm#ref
- Ram, Neil M. and S. Carrell Morris. (1980). Environmental Significance of Nitrogenous Organic Compounds in Aquatic Sources. Environment International vol. 4 July-December. USA.
- Ramahlo, R.S. (1983). Introduction to wastewater treatment processes. 2a edición. Academic Press. USA.
- Richman, Michael. (1996). Nitrate High in Agricultural Wells. Water Environment & Technology. Vol. 8 No. 7 July 1996.
- Rosengaus Moshinsky, Moisés Michel. (1982). Modelo numérico para la simulación de contaminación de agua subterránea. Tesis de maestría en Ingeniería (Hidráulica) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Rump, H.H. and H. Krist. (1992). Laboratory manual for the examination of water, wastewater and soil. Second edition. VCH. Verlagsgesellschaft mbH. Weinheim, Federal Republic of Germany.
- Sánchez Bujanos, Juan Manuel. (1989). Modelo de acidificación matricial en areniscas. Tesis de maestría en Ingeniería (Petrolera) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- Sawyer, Clair N; Perry L. Mc Carty and Gene F. Parkin. (1994). Chemistry for environmental engineering. Fourth edition. McGraw-Hill, Inc. USA.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. (s/a). Secretaría de Planeación. Dirección general de Estudios. Subdirección de Agrología. Métodos para el análisis físico y químico de suelos, aguas y plantas. Publicación No. 10. 2a edición. México.
- SEP. (1989). Manuales para la educación agropecuaria. Trigo, cebada y avena. Editorial trillas.

- Todd, D.K. (1959). Ground water hidrology. Toppan Company. Tokio, Japón.
- Tuwnsend, Wilfred Norman. (1973). An introduction to the scientific study of the soil. Ed. Arnold. London, UK.
- Urquiza Moreno, Ernestina María Guadalupe. (2000). Efecto de las variables experimentales en la evaluación de las isotermas de adsorción de cadmio en suelo. Tesis de maestría en Ingeniería (Ambiental) División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM. México.
- USEPA 40 CFR parte 503. (1993). Standards for the use or disposal of sewage sludge. USA
- Walton, G. (1951). Survey of literature relating to infant methemoglobinemia due to nitrate-contaminated water. Am. J. Public Health. 41: 986-996.
- Winkler, Michael A. (1998). Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ed. Limusa SA de CV. México.
- WPCF. (1988). Beneficial use of waste solids. Manual of practice FD-15. Water Pollution Control Federation. Virginia, USA.
- Vesilind, Aarne P.; G.C. Hartman; E.T. Skene. (1986). "Sludge Management and Disposal. For the Practicing Engineer". Lewis Publishers, Inc. USA.
- Yaron B; R. Calvet and R. Prost. (1996). Soil pollution. Processes and dynamics. Springer-Verlag. Berlín Heidelberg, Germany.

ANEXOS

Anexo 1.

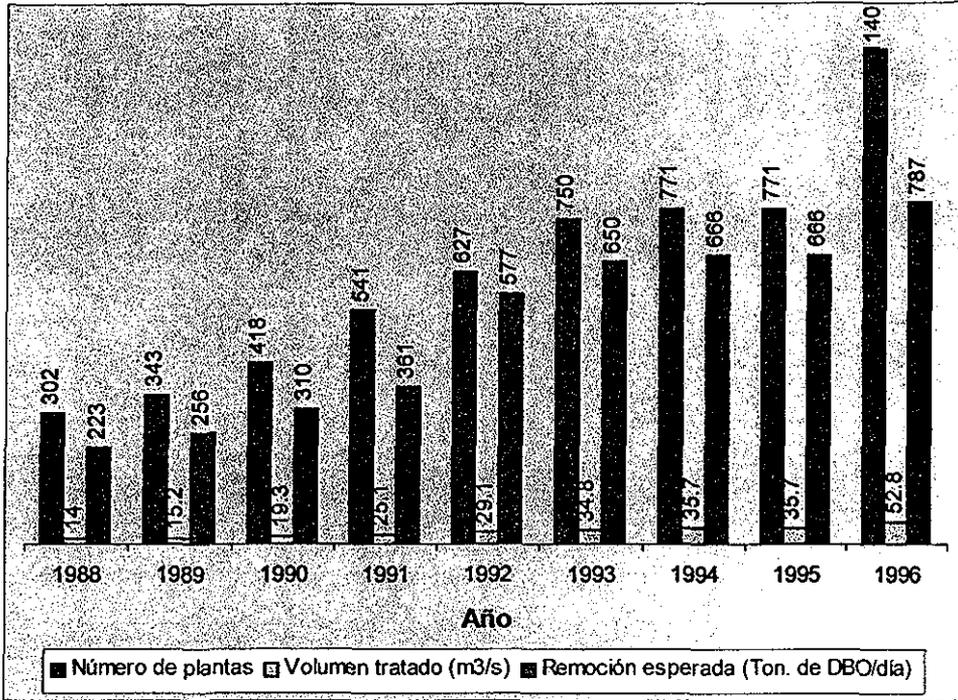
Resultados del Programa Agua Limpia, a febrero de 1997.

Concepto	Período							
	Abril-1991	Dic-1991	Dic-1992	Dic-1993	Dic-1994	Dic-1995	Dic-1996	Feb-1997
Cobertura de abastecimiento de agua potable (millones de habitantes)	66	68	70	73	75	76	78	78
Localidades con cloración	250	6609	10714	13940	14866	16039	16728	17498
Habitantes beneficiados (millones)	35	61	63	68	69	72	72	73
Capacidad instalada de cloración ($m^3 s^{-1}$)	122	203	229	237	251	254	262	263
Cultivos restringidos regados con aguas residuales (ha)	24163	5301	2590	715	63	161	140	180
Capacidad instalada de plantas de tratamiento de aguas residuales en operación ($m^3 s^{-1}$)	14	14	17	23	24	29	38	38

Fuente: Comisión Nacional del Agua, 1999.

Anexo 2.

Plantas de tratamiento de aguas residuales municipales operadas por la Comisión Nacional del Agua.



Fuente: Comisión Nacional del agua, Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Anexo 3.

Vías por las cuales los contaminantes contenidos en los lodos aplicados en terrenos agrícolas o distribuidos entre usuarios particulares son transportados hacia los individuos más expuestos.

Vía	Individuos más expuestos por esa vía
Lodo-Suelo-Planta-Humano	Humanos que consumen productos del campo
Lodo-Suelo-Planta-Humano	Humanos que emplean lodos en jardinería
Lodo-Suelo-Humano	Ingestión de suelo por infantes
Lodo-Suelo-Planta-Animal-Humano	Granjeros
Lodo-Suelo-Animal-Humano	Granjeros
Lodo-Suelo-Planta-Animal	Ganado sensible al contaminante
Lodo-Suelo-Animal	Ganado sensible al contaminante
Lodo-Suelo-Planta	Cultivo alimenticio susceptible al contaminante
Lodo-Suelo-Biota del suelo	Lombrices de tierra
Lodo-Suelo-Biota del suelo-Predadores de la biota del suelo	Aves que se alimentan de la biota del suelo
Lodo-Suelo-Polvo transportado por el aire-Humano	Operador de maquinaria agrícola en el sitio de aplicación
Lodo-Suelo-Cuerpo de agua superficial	Criterios de calidad del agua para cuerpos receptores
Lodo-Suelo-Aire-Humano	Personas que viven en los alrededores del sitio de aplicación, por aspiración de aerosoles
Lodo-Suelo-Agua subterránea-Humano	Personas que se abastecen con agua potable de un acuífero localizado bajo un sitio de aplicación

- Fuente: Bastian, Robert; Robert M. Southworth; Joseph B. Farrell; Thomas C. Granato; Cecil Lue-Hing; Richard I. Pietz and K. C. Rao. 1998. Regulatory issues, en: Lue-Hing, Cecil; David R. Zenz; Prakasam Tata; Richard Kuchenrither; Joseph F. Malina Jr.; Bernard Sawyer. Editors. 1998. Municipal sewage sludge management: A reference text on processing, utilization and disposal. Volume 4. Second Edition. technomic Publishing Company Inc. Pennsylvania. USA.

Anexo 4.

Actividades realizadas durante la fase experimental.

Actividad	Fecha	Día No.	Observaciones
Siembra	3/04/01	0	
Emergencia	3-9/04/01	3-6	
Plántula	10/04/01- 01/05/01	7-28	
Lluvia	14/04/01	11	Lluvia ligera
1a. Aplicación de lodo	17/04/01	14	
Medición de altura de planta	17/04/01	14	
Medición de biomasa inicial	18/04/01	15	
Lluvia	22/04/01	19	Lluvia intensa
Lluvia	24/04/01	21	Lluvia intensa
2a. Aplicación de lodo	25/04/01	22	El lodo se aplicó por la mañana y se recogieron las muestras antes de la lluvia.
Lluvia	25/04/01	22	Lluvia persistente
Lluvia	26/04/01	23	Lluvia persistente
Medición de altura de planta	27/04/01	24	
Lluvia	28/04/01	25	Lluvia ligera
Lluvia	29/04/01	26	Lluvia ligera
Lluvia	30/04/01	27	Lluvia ligera
Lluvia	01/05/01	28	Lluvia ligera
3a. Aplicación de lodo	02/05/01	29	
Amacollaje	02/05/01	29	
Lluvia	06/05/01	33	Lluvia persistente
Medición de altura de planta	07/05/01	34	Las plantas se estresaron el fin de semana por falta de riego
4a. Aplicación de lodo	08/05/01	35	Falla en la columna 4
Lluvia	08/05/01	35	Lluvia ligera
Riego	11/05/01	38	
Lluvia	13/05/01	40	Lluvia ligera
5a. Aplicación de lodo	16/05/01	43	Falla en la columna 7
Medición de altura de planta	17/05/01	44	
6a. Aplicación de lodo	22/05/01	49	Las columnas funcionaron correctamente
Floración	22/05/01	49	
Lluvia	22/05/01	49	Lluvia muy intensa
Lluvia	23/05/01	50	
Medición de altura de planta	24/05/01	52	
7a. Aplicación de lodo	29/05/01	56	
Lluvia	02/06/01	60	
8a. Aplicación de lodo	05/06/01	63	
Medición de altura de planta	08/06/01	66	
Medición de biomasa final	11/06/01	69	
Fin de la fase experimental	11/06/01	69	

Anexo 5.

Técnicas de laboratorio.**Determinación de nitratos.**

Límites de detección.

Inferior: 0.1 mg-N L⁻¹ con 50 ml de muestra (abs=0.05)

Superior: 200 mg-N L⁻¹ con 0.5 ml de muestra

Equipo.

- Espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000.
- Tubos Nessler con marcas a los 50 y 100 ml.

Reactivos.

- Ácido fenoldisulfónico. Se preparó disolviendo 25 g de fenol blanco puro en 150 ml de ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄). Se agregaron 75 ml de ácido sulfúrico fumante (15% SO₃ libre), se mezcló perfectamente y se puso en baño maría durante dos horas.
- Hidróxido de amonio concentrado.
- Solución madre de nitratos. Se preparó disolviendo 0.7218 g de nitrato de potasio (KNO₃) previamente seco en el horno durante 24 horas, y se aforó a 1 L (1 ml = 0.1 mg-N). Se agregaron 2 ml de cloroformo para su conservación.
- Solución patrón de nitratos. Se preparó tomando 100 ml de solución madre de nitratos y se aforó a 1 L con agua destilada (1 ml = 0.01 mg-N).

Desarrollo de color.

Las muestras se evaporaron en un tubo Nessler en baño maría hasta eliminar todo el líquido, a continuación se agregaron 2 ml de reactivo ácido fenoldisulfónico y se mezcló perfectamente hasta que toda la muestra quedó disuelta. Después de esto se agregaron de 30 a 50 ml de agua destilada, se mezcló perfectamente y se añadieron 6 ml de hidróxido de amonio concentrado a cada tubo y se mezcló nuevamente. A continuación se aforó a 100 ml con agua destilada, se mezcló por última vez y se dejó reposar por 10 minutos mientras se desarrolló el color. Finalmente se colocaron 20 ml del preparado en una celda de cristal y se tomó la lectura de absorbancia a una longitud de onda de 410 nm.

El cálculo de la cantidad de nitrógeno de nitratos presente en la muestra se hizo con base en la curva de calibración y la concentración se determinó mediante la siguiente relación:

$$mg - N \cdot L^{-1} = \frac{mg - N}{Vol.muestra}$$

donde mg-N = cantidad de nitrógeno presente en la muestra calculado de la curva de calibración.

Curva de calibración.

A diez tubos Nessler se agregaron los siguientes volúmenes de solución madre de nitratos: 0, 0.1 (0.01 mg-N), 0.2 (0.02 mg-N), 0.3 (0.03 mg-N), 0.4 (0.04 mg-N), 0.5 (0.05 mg-N), 0.6 (0.06 mg-N), 0.7 (0.07 mg-N), 0.8 (0.08 mg-N), 0.9 (0.09 mg-N), 1.0 (0.1 mg-N). A continuación se agregaron 2.0 ml de reactivo ácido fenoldisulfónico y se mezcló perfectamente, enseguida se agregaron de 30 a 50 ml de agua destilada, se mezcló nuevamente y se agregaron 6 ml de hidróxido de amonio. Después de esto se mezcló nuevamente y se aforó a 100 ml con agua destilada, para finalmente mezclar y dejar reposar por diez minutos mientras se desarrolló el color. Finalmente se tomaron 20 ml del preparado, se colocaron en una celda de cristal y se tomaron las lecturas de absorbancia a 410 nm. Con estos datos se elaboró la curva de calibración mediante una regresión lineal por mínimos cuadrados.

Determinación de nitrógeno amoniacal.

Límites de detección.

Inferior: 0.2 mg-N L⁻¹ con 50 ml de muestra (abs = 0.05)

Superior: 98 mg-N L⁻¹ con 0.5 ml de muestra

Equipo.

- Espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000.
- Tubos Nessler con marcas a los 50 y 100 ml.
- Potenciómetro marca Corning, modelo PH10, con electrodo para pH alto.

Reactivos.

- Solución de sulfato de zinc. Se preparó disolviendo 100 g de sulfato de zinc heptahidratado (ZnSO₄·7H₂O) y se diluyó a 1 L con agua destilada.
- Reactivo de Nessler. Se preparó disolviendo 100 g de yoduro mercuríco (HgI₂). Aparte se preparó una solución de 160 g de hidróxido de sodio (NaOH) en 500 ml de agua destilada, esta solución se enfrió en el refrigerador y posteriormente se colocó en agitación para agregar lentamente la solución mencionada al inicio. Finalmente se aforó a 1 L con agua destilada y se colocó en un frasco color ámbar para su conservación.
- Solución stock de amonio. Se preparó disolviendo 3.819 g de cloruro de amonio anhidro (NH₄Cl) previamente secado a 100°C durante 24 horas (1 ml = 1 mg-N).
- Solución estándar de amonio. Se preparó tomando 10ml de solución stock de amonio y aforando a 1 L (1 ml = 0.1 mg-N).
- Solución de hidróxido de sodio 6 N.

Desarrollo de color.

Previo al tratamiento para el desarrollo de color se tomaron 100 ml de muestra y se agregó 1 ml de solución de sulfato de zinc, mezclando perfectamente. A continuación se agregó lentamente la solución de hidróxido de amonio hasta obtener un pH de 10.5. Después se dejó reposando hasta que sedimentaron los flóculos. La muestra para el desarrollo de color se tomó del sobrenadante clarificado.

Se colocó una muestra de 50 ml o menos en un tubo Nessler y se aforó a 50 ml con agua destilada, se mezcló perfectamente, se agregó 1 ml de reactivo de Nessler y se mezcló nuevamente. Finalmente, después de 10 minutos de reposo se realizó la lectura de absorbancia con una longitud de onda de 410 nm, colocando 20 ml del preparado en una celda de cristal y tomando el valor de absorbancia obtenido del espectrofotómetro.

El cálculo de la cantidad de nitrógeno amoniacal presente en la muestra se hizo con base en la curva de calibración y la concentración se determinó mediante la siguiente relación:

$$mg - N \cdot L^{-1} = \frac{mg - N}{Vol.muestra}$$

donde mg-N = cantidad de nitrógeno presente en la muestra calculado de la curva de calibración.

Curva de calibración.

A diez tubos Nessler se les agregaron los siguientes volúmenes de solución estándar de cloruro de amonio: 0, 0.5 (0.005 mg-N), 1.0 (0.010 mg-N), 1.5 (0.015 mg-N), 2.0 (0.020 mg-N), 2.5 (0.025 mg-N), 3.0 (0.030 mg-N), 3.5 (0.035 mg-N), 4.0 (0.040 mg-N), 4.5 (0.045 mg-N), 5.0 (0.050 mg-N). A continuación se aforaron a 50 ml con agua destilada y se agregó 1 ml de reactivo de Nessler a cada tubo, se mezcló perfectamente y se esperaron 10 minutos para desarrollo de color. Después se tomaron las lecturas de absorbancia y con esos datos se elaboró la curva de calibración.

Determinación de nitritos.

Límites de detección.

Inferior: 0.009 mg-N L⁻¹ con 50 ml de muestra (abs = 0.05)

Superior: 9.0 mg-N L⁻¹ con 0.5 ml de muestra

Equipo.

- Espectrofotómetro marca Hach modelo DR2000.
- Tubos Nessler con marcas a los 50 y 100 ml.

Reactivos.

- **Ácido sulfanílico.** Se preparó disolviendo 600 mg de ácido sulfanílico en 70 ml de agua destilada caliente. Una vez que se enfrió esta solución se agregaron 20 ml de ácido clorhídrico concentrado (HCl), se diluyó a 100 ml y se mezcló perfectamente.
- **Clorhidrato de naftilamina.** Se preparó agregando 1 ml de ácido clorhídrico concentrado (HCl) en un poco de agua destilada, a esta solución se le agregaron 600 mg de clorhidrato de naftilamina, se aforó a 100 ml y se mezcló perfectamente.
- **Solución stock de nitrito.** Se preparó disolviendo 1.232 g de nitrito de sodio (NaNO_2) en agua destilada y se aforó a 1 L con agua destilada (1 ml = 0.25 mg-N). A esta solución se le añadió 1 ml de cloroformo para su conservación.
- **Solución intermedia de nitrito.** Se preparó tomando 50 ml de la solución stock de nitrito y se aforó a 1 L con agua destilada (1 ml = 0.05 mg-N). Esta solución se preparó al momento de correr la curva de calibración e inmediatamente después se desechó.
- **Solución estándar de nitrito.** Se preparó tomando 10 ml de solución intermedia de nitrito y se aforó a 1 L con agua destilada (1 ml = 0.005 mg-N). Esta solución se preparó al momento de correr la curva de calibración e inmediatamente después se desechó.

Desarrollo de color.

En un tubo Nessler se colocó una muestra de 50 ml o menos, según el caso, y se aforó a 50 ml con agua destilada. A continuación se agregó 1 ml de reactivo ácido sulfanílico y se mezcló perfectamente. Después de 10 minutos se añadió 1 ml de clorhidrato de naftilamina y se mezcló perfectamente. Después de 10 minutos se colocaron 20 ml del preparado en una celda de cristal y se tomó la lectura de absorbancia a una longitud de onda de 520 nm.

El cálculo de la cantidad de nitrógeno de nitritos presente en la muestra se hizo con base en la curva de calibración y la concentración se determinó mediante la siguiente relación:

$$mg - N \cdot L^{-1} = \frac{mg - N}{Vol.muestra}$$

donde mg-N = cantidad de nitrógeno presente en la muestra calculado de la curva de calibración.

Curva de calibración.

En diez tubos Nessler se agregaron los siguientes volúmenes de solución estándar de nitritos: 0, 0.5 (0.00025 mg-N), 1.0 (0.00050 mg-N), 1.5 (0.00075 mg-N), 2.0 (0.00100 mg-N), 2.5 (0.00125 mg-N), 3.0 (0.00150 mg-N), 3.5 (0.00175 mg-N), 4.0 (0.00200 mg-N), 4.5 (0.00225 mg-N), 5.0 (0.00250 mg-N), 7.0 (0.00350 mg-N), 9.0 (0.00450 mg-N). A continuación se aforaron a 50 ml con agua destilada y se realizó el procedimiento descrito para desarrollo de color. Con las lecturas de absorbancia obtenidos se elaboró la curva de calibración de nitrógeno.

Determinación de la textura del suelo.

Reactivos.

- Peróxido de hidrógeno concentrado.
- Oxalato de sodio, 50g L⁻¹.
- Agua destilada.

Preparación de la muestra.

En una cápsula de porcelana se colocó un poco de suelo y se metió a secar en la estufa a 105° C durante 24 horas. A continuación, se pesaron 17.5 g del suelo seco y se colocó en una cápsula de porcelana, se añadieron 30 ml de agua destilada y se puso a calentar en una parrilla hasta alcanzar los 90° C. Entonces se agregaron gotas de peróxido de hidrógeno, a intervalos de aproximadamente 5 minutos, hasta que cesó la efervescencia. Este tratamiento se hace con la finalidad de digerir la materia orgánica presente en el suelo, lo cual permite disgregar las partículas de suelo (deflocular).

El suelo ya tratado, se colocó en una probeta de vidrio de 250 ml y se agregaron 50 ml de solución de oxalato de sodio, que actúa como defloculante. A continuación, se agregaron 170 ml de agua destilada y se mezcló perfectamente con una varilla de vidrio.

Decantación.

La suspensión de suelo ya defloculada, se agitó perfectamente y se colocó en una losa de concreto para dejarla reposar. A continuación, se tomaron dos muestras del líquido sobrenadante a 10 cm de profundidad, una después de 5'48" y la segunda después de 8 horas. La muestra se tomó con una pipeta volumétrica de 20 ml, iniciando la succión 15" antes del tiempo indicado y concluyendo 15" después del tiempo, es decir, la succión tuvo una duración de 30".

Cada muestra se deshidrató en una parrilla y se puso a secar en la estufa a 105° C durante una hora. A continuación, se determinó la masa de los sólidos contenidos en la muestra.

Cálculo de las proporciones de arena, limo y arcilla.

Los sólidos contenidos en la primera muestra, incluyen a las partículas de limo y arcilla, mientras que la segunda muestra, contiene sólo partículas de arcilla.

La masa de sólidos obtenida en 20 ml de muestra, se extrapola a un volumen de 250 ml. Con el dato de la segunda muestra, se determina el porcentaje de arcilla contenido en los 17.5 g de suelo iniciales.

$$\%arcilla = \frac{17.5g}{M2}$$

donde:

17.5 g = masa de suelo inicial

M2 = cantidad de sólidos en 250 ml, calculada a partir de la segunda muestra (8 horas)

Para la primera muestra, se realiza el mismo cálculo, pero al resultado se le resta el porcentaje de arcilla determinado con la segunda muestra. El valor obtenido, es el porcentaje de limo contenido en el suelo.

$$\% \text{ limo} = \frac{17.5g}{M1} - \% \text{ arcilla}$$

donde:

$M1$ = cantidad de sólidos en 250 ml, calculada a partir de la primera muestra (4'48")

Finalmente, se obtiene el porcentaje de arena por diferencia, de manera que la suma de los tres porcentajes sea de 100%.

$$\% \text{ arena} = 100\% - \% \text{ arcilla} - \% \text{ limo}$$

Anexo 6.

Análisis de varianza

Crecimiento vegetativo

Biomasa inicial.

Análisis de varianza para los datos de biomasa inicial.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	37.539	2	18.770	0.514
Bloques	13.659	2	6.830	0.187
Error	146.167	4	36.542	
Total	197.365	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$

Biomasa final.

Análisis de varianza para los datos de biomasa final.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	197236.279	2	98618.139	2.054
Bloques	98355.356	2	49177.678	1.024
Error	192077.893	4	48019.473	
Total	487669.527	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$

Altura de planta.

Análisis de varianza para altura de planta a los 14 días de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	19.926	2	9.263	1.689
Bloques	16.710	2	8.355	1.417
Error	23.593	4	5.898	
Total	60.229	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$

Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para altura de planta a los 24 días de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	48.914	2	24.457	5.028
Bloques	45.504	2	22.752	4.678
Error	19.455	4	4.864	
Total	113.873	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$

Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para altura de planta a los 34 días de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	98.667	2	49.333	60.683
Bloques	19.157	2	9.579	11.782
Error	3.252	4	0.813	
Total	121.076	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$ **Análisis de varianza para altura de planta a los 44 días de la siembra.**

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	135.052	2	67.526	2.669
Bloques	55.962	2	27.981	1.106
Error	101.185	4	25.296	
Total	292.199	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$ **Análisis de varianza para altura de planta a los 52 días de la siembra.**

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	156.843	2	78.422	6.510
Bloques	5.496	2	2.748	0.228
Error	48.186	4	12.046	
Total	210.525	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$ **Análisis de varianza para altura de planta a los 66 días de la siembra.**

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	23.087	2	11.543	1.196
Bloques	72.196	2	36.098	3.741
Error	38.600	4	9.650	
Total	133.883	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$ **Nitrógeno amoniacal.****Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 14 días después de la siembra.**

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	44.825	2	22.413	0.660
Bloques	29.197	2	14.598	0.430
Error	135.882	4	33.971	
Total	209.904	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 22 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	57.058	2	28.529	2.874
Bloques	16.477	2	8.239	0.830
Error	39.703	4	9.926	
Total	113.237	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 29 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	9.013	2	4.506	1.334
Bloques	9.222	2	4.611	1.365
Error	13.517	4	3.379	
Total	31.752	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 35 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	53.887	2	26.944	9.449
Bloques	4.542	2	2.271	0.797
Error	8.554	3	2.851	
Total	66.984	7		

Valor de $F_{0.05,2,3}=9.55$ Valor de $F_{0.1,2,3}=5.46$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 43 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	8.612	2	4.306	3.519
Bloques	4.819	2	2.410	1.969
Error	3.671	3	1.224	
Total	17.101	7		

Valor de $F_{0.05,2,3}=9.55$ Valor de $F_{0.1,2,3}=5.46$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 49 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.836	2	0.418	0.501
Bloques	0.427	2	0.214	0.256
Error	3.337	4	0.834	
Total	4.599	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 56 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	3.098	2	1.549	1.326
Bloques	1.634	2	0.817	0.699
Error	4.673	4	1.168	
Total	9.405	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno amoniacal 63 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	3.433	2	1.717	5.138
Bloques	0.807	2	0.404	1.208
Error	1.337	4	0.334	
Total	5.577	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Concentración de nitrógeno amoniacal en el lixiviado, resultado del análisis de varianza y de la prueba de Duncan en las ocho aplicaciones de tratamientos.

Días después de la siembra	Tratamiento			Efecto del tratamiento $\alpha=0.05$	Efecto del bloque $\alpha=0.05$
	Lodo crudo (mg-N L ⁻¹)	Lodo digerido (mg-N L ⁻¹)	Solución nutritiva (mg-N L ⁻¹)		
14	7.0	2.0	6.3	No	No
22	1.5	1.6	6.9	No	No
29	1.4	1.8	3.7	No	No
35	1.3 (b)	2.8 (b)	7.1 (a)	Sí	No
43	1.4	3.4	3.6	No	No
49	1.8	2.1	2.6	No	No
56	1.0	1.4	2.4	No	No
63	0.8	0.8	2.1	No	No

Nitrógeno de nitratos.

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 14 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	9834.645	2	4917.323	478.227
Bloques	23.239	2	11.619	1.130
Error	41.130	4	10.282	
Total	9899.013	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 22 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	12448.470	2	6224.235	449.478
Bloques	103.501	2	51.751	3.737
Error	55.391	4	13.848	
Total	12607.362	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 29 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	9364.158	2	4682.079	23.205
Bloques	708.385	2	354.193	1.755
Error	807.074	4	201.769	
Total	10879.618	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 35 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	13741.872	2	6870.936	39.641
Bloques	34.976	2	17.488	0.101
Error	693.311	4	173.328	
Total	14470.159	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 43 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	8073.484	2	4036.742	52.873
Bloques	173.609	2	86.805	1.137
Error	229.042	3	76.347	
Total	8476.134	7		

Valor de $F_{0.05,2,3}=9.55$ Valor de $F_{0.1,2,3}=5.46$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 49 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	5159.578	2	2579.789	13.842
Bloques	193.628	2	96.814	0.520
Error	745.511	4	186.378	
Total	6098.717	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 56 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	2443.891	2	1221.946	4.949
Bloques	236.525	2	118.263	0.479
Error	987.585	4	246.896	
Total	3668.001	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 63 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	5298.815	2	2649.408	2.365
Bloques	2080.551	2	1040.275	0.929
Error	4480.237	4	1120.059	
Total	11859.603	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Concentración de nitrógeno de nitratos en el lixiviado, resultado del análisis de varianza y de la prueba de Duncan en las ocho aplicaciones de tratamientos.

Días después de la siembra	Tratamiento			Efecto del tratamiento $\alpha=0.05$	Efecto del bloque $\alpha=0.05$
	Lodo crudo (mg-N L ⁻¹)	Lodo digerido (mg-N L ⁻¹)	Solución nutritiva (mg-N L ⁻¹)		
14	4.6 (c)	61.2 (b)	83.0 (a)	Sí	No
22	0.8 (c)	50.5 (b)	91.8 (a)	Sí	No
29	0.5 (c)	33.4 (b)	79.2 (a)	Sí	No
35	0.4 (b)	76.2 (a)	88.9 (a)	Sí	No
43	0.5 (b)	49.6 (a)	69.2 (a)	Sí	No
49	0.5 (b)	42.6 (ab)	56.9 (a)	Sí	No
56	0.3	28.7	39.3	No	No
63	0.2	22.6	59.1	No	No

Nitrógeno de nitritos.

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 14 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.066	2	0.033	3.595
Bloques	0.051	2	0.026	2.787
Error	0.037	4	9.224×10^{-3}	
Total	0.155	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 22 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.037	2	0.019	2.637
Bloques	0.014	2	7.028×10^{-3}	0.991
Error	0.028	4	7.091×10^{-3}	
Total	0.080	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 29 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.102	2	0.051	1.081
Bloques	4.243×10^{-3}	2	2.121×10^{-3}	0.045
Error	0.189	4	0.047	
Total	0.295	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 35 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	6.931	2	3.466	63.782
Bloques	0.092	2	0.046	0.847
Error	0.163	4	0.054	
Total	7.185	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 43 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.092	2	0.046	6.571
Bloques	0.036	2	0.018	2.571
Error	0.021	3	0.007	
Total	0.149	7		

Valor de $F_{0.05,2,3}=9.55$ Valor de $F_{0.1,2,3}=5.46$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 49 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.409	2	0.205	3.641
Bloques	0.127	2	0.063	1.128
Error	0.225	4	0.056	
Total	0.761	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitratos 56 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.027	2	0.013	4.937
Bloques	2.989×10^{-3}	2	1.494×10^{-3}	0.548
Error	0.011	4	2.726×10^{-3}	
Total	0.041	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Análisis de varianza para nitrógeno de nitritos 63 días después de la siembra.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	0.011	2	5.424×10^{-3}	2.571
Bloques	6.585×10^{-3}	2	3.292×10^{-3}	1.561
Error	8.439×10^{-3}	4	2.110×10^{-3}	
Total	0.026	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$

Concentración de nitrógeno de nitritos en el lixiviado, resultado del análisis de varianza y de la prueba de Duncan en las ocho aplicaciones de tratamientos.

Días después de la siembra	Tratamiento			Efecto del tratamiento $\alpha=0.05$	Efecto del bloque $\alpha=0.05$
	Lodo crudo (mg-N L ⁻¹)	Lodo digerido (mg-N L ⁻¹)	Solución nutritiva (mg-N L ⁻¹)		
14	0.034	0.130	0.244	No	No
22	0.032	0.087	0.188	No	No
29	0	0.199	0.245	No	No
35	0.033 (b)	1.981 (a)	0.309 (b)	Sí	No
43	0.121	0.368	0.295	No	No
49	0.123	0.607	0.195	No	No
56	0.021	0.154	0.103	No	No
63	0.010	0.091	0.075	No	No

Balance de masa.

Análisis de varianza para nitrógeno lixiviado (g-N m⁻²).

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Cuadrado medio	Fo
Tratamientos	5262.075	2	2631.038	17.570
Bloques	132.860	2	66.430	0.444
Error	598.977	4	149.744	
Total	5993.912	8		

Valor de $F_{0.05,2,4}=6.94$ Valor de $F_{0.1,2,4}=4.32$ Prueba de Duncan para nitrógeno lixiviado (g-N m⁻²)

Tratamiento		
Lodo crudo	Lodo digerido	Solución nutritiva
2.55 (b)	40.27(a)	60.96 (a)