



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

CAMPUS II

**Cuantificación de la lixiviación de nitratos en una
parcela regada con agua residual en el Valle del
Mezquital.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
BIÓLOGO

PRESENTA:
CINTHIA DÍAZ SÁMANO



Directora de tesis: Dra. Christina Siebe Grabach

Asesor interno: Dr. Gerardo Cruz Flores

MÉXICO D.F. NOVIEMBRE DE 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

Agradecimientos

Gracias a mi madre

Por su gran esfuerzo para brindarme mis estudios y sus consejos.

A mis hermanas Leticia y Samantha

Por su apoyo incondicional en todo momento y a pesar de ser de caracteres diferentes siempre están en los buenos y malos momentos.

Por mis sobrinos

Paco, Lupita, Mariana, Diego, Daniela y Emiliano por darme el amor y sus cálidos abrazos en todo momento de mi vida.

A mi familia

Abuelitos, tíos y primos, por apoyarme en todo.

A directora de mi tesis Dra. Christina Siebe

Por brindarme la oportunidad de hacer la tesis con su equipo de trabajo, por los consejos y los conocimientos que proporcione durante mi formación.

Al Dr. Gerardo Cruz Flores

Por haberme proporcionado el conocimiento en el último año de la carrera y por brindarme su amistad y enseñarme a tener paciencia en los momentos más difíciles; un ejemplo el inolvidable viaje a Mérida.

Al Dr. Wolf Anno Bischoff

Gracias a su apoyo en la instalación de los contenedores y ayudarme en el análisis de resultados de este trabajo.

A Dra. Lucy Mora Palomino

Gracias por darme la confianza y ayuda en la determinación de resultados.

A la maestra María de los Ángeles, Maricela Mejía y al Dr. Efraín por sus comentarios muy acertados que ayudaron a la mejoría de este trabajo.

COMECYT

Por brindarme el apoyo económico para la realización de este trabajo.

A todos mis compañeros de generación por hacer amena la permanencia en la FES-Zaragoza y a los alumnos que participaron en el Curso de Monitoreo Ambiental por haberme ayudado en el trabajo de campo.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haber brindado la oportunidad de realizar mis estudios profesionales, que con sus instalaciones y académicos permitieron concluir esta etapa de mi vida.

Proyecto CONACyT CB-2007-83767 por el apoyo para gastos de salidas a campo y trabajo de laboratorio.

Indice

1.-Introducción-----	1
2.-Marco teórico-----	3
2.1 Nitrógeno y su importancia-----	3
2.2 Fuentes de nitrógeno-----	3
2.3 Ciclo del nitrógeno-----	3
2.4 Movimiento de los iones del suelo-----	6
2.5 Factores que determinan la lixiviación del NO_3^- -----	7
2.6 Factores que favorecen la nitrificación-----	8
2.7 Relevancia en el ambiente y para la salud-----	9
2.8 Métodos para cuantificar la lixiviación de nitratos-----	10
2.8.1 Contenedores de resinas de intercambio iónico-----	10
2.8.2 Lisímetros o cápsulas de succión-----	12
2.8.3 Muestreo de suelo y extracción de iones solubles-----	13
2.9 Métodos de cuantificación de nitrato en muestras acuosas-----	14
2.9.1 Métodos colorimétricos-----	14
2.9.1.1 Método de ácido fenoldisulfónico (FDS)-----	14
2.9.1.2 Método del ácido sulfosalicílico (AS)-----	15
2.9.1.3 Método de difenilamina-----	15
2.9.2 Métodos de electrodo de ión selectivo (EIS)-----	15
2.9.3 Cromatografía de líquidos HPLC <i>High</i> <i>Performance Liquid Chromatography</i> -----	16
3.-Justificación-----	19
4.-Objetivos-----	20
5.-Hipótesis-----	21

6. Materiales y métodos-----	22
6.1 Descripción de la zona de estudio-----	22
6.1.1 Ubicación-----	22
6.1.2 Clima-----	22
6.1.3 Geología-----	22
6.1.4 Suelos-----	22
6.1.5 Vegetación-----	24
6.1.6 Historia del riego-----	25
6.2 Reconocimiento de la parcela y selección de sitios para la colocación de los contenedores-----	27
6.3 Preparación de los contenedores de resinas de intercambio iónico-----	27
6.4 Instalación de las resinas de intercambio iónico-----	29
6.5 Análisis de laboratorio-----	32
6.6 Extracción (intercambio) de los iones adsorbidos a la resina-----	33
6.7 Cuantificación de iones-----	33
6.8 Cálculo del balance de nitrógeno-----	33
7 Resultados-----	38
7.1 Lixiviación de nitratos bajo el cultivo de <i>Medicago</i> <i>sativa L.</i> (alfalfa)-----	38
7.2 Lixiviación de nitratos bajo cultivo de <i>Lolium perenne</i> (pasto)-----	41
7.3 Balance de Nitrógeno-----	44
7.3.1 Balance de nitrógeno en alfalfa en el ciclo primavera-verano-----	44
7.3.2 Balance de nitrógeno calculado para el cultivo de pasto-----	46
8.- Discusión de resultados-----	48

8.1 Lixiviación de NO_3^- -----	48
8.2 Riesgo de contaminación del acuífero-----	51
9 Conclusiones-----	52
10. Recomendaciones-----	53
11.- Bibliografía-----	54
12.- Anexos-----	70

Resumen

El valle del Mezquital es la zona de mayor extensión en México regada con agua residual. El riego inició ahí desde hace más de cien años. El agua no recibe un tratamiento previo, por lo que aporta nutrimentos a los suelos, entre los que destaca el nitrógeno. Se ha calculado que con el agua de riego se aporta más nitrógeno que el requerido para el crecimiento óptimo de las plantas, por lo que existe preocupación de que los excedentes de nitrógeno (sobre todo en forma de NO_3^-) se lixivien a los mantos acuíferos y los contaminen.

Este trabajo tuvo como objetivo cuantificar la lixiviación de nitratos bajo cultivos de alfalfa y de pasto con el método de los contenedores de resinas de intercambio iónico y evaluar si ésta representa un riesgo para la contaminación del acuífero. Además se utilizaron estos datos para calcular el balance de nitrógeno de una parcela, considerando datos de entradas de nitrógeno a través del riego y salidas de nitrógeno con la cosecha de ambos forrajes.

La lixiviación de NO_3^- bajo alfalfa fue de 90 a 108 kg N- NO_3 ha⁻¹. Para el pasto fue de 68 a 70 kg N- NO_3 ha⁻¹. La pérdida de nitrógeno por lixiviación es mayor en alfalfa, debido a que incorpora más nitrógeno susceptible a lixiviarse por ser una planta fijadora de nitrógeno, además que el número de riegos y el tiempo de permanencia fue mayor.

Analizando el balance de nitrógeno se encontró que la entrada de nitrógeno es principalmente por el agua residual representando para la alfalfa el 72% y en el pasto 98%. El rubro más importante en las salidas es el rendimiento, que representa el 83 y 85% en alfalfa y pasto, respectivamente. No obstante la lixiviación en forma de nitratos representó otra salida importante, siendo ésta de 9% del total de las salidas y en promedio entre el 16 y el 18% del nitrógeno aplicado con el riego. Esta lixiviación pone en riesgo la calidad del agua subterránea.

El balance de nitrógeno calculado para alfalfa y pasto resultó negativo (-217 kg N ha⁻¹ y -397 kg N ha⁻¹, respectivamente) lo cual indica que sale más nitrógeno del que entra. Sin embargo, las estimaciones de entradas y salidas consideradas tuvieron rangos de incertidumbre importantes. Para poder mejorar el balance de nitrógeno es indispensable que en cada riego se cuantifique el nitrógeno que entra en la parcela, ya que la cantidad es muy variable y el valor de un riego no representa todo el tiempo de permanencia del cultivo. Otra variable que se debe monitorear con mayor detalle es el rendimiento, ya que representa una salida importante en el balance y con un solo muestreo no es suficiente para poderlo cuantificar con exactitud, ya que no siempre se cosecha la misma cantidad en todos los meses. Es recomendable mejorar el cálculo del balance de nitrógeno para así poder mejorar al sistema de manejo y minimizar las pérdidas de nitrógeno al ambiente.

Para evitar esta fuente de contaminación del acuífero es necesario empatar las demandas de nitrógeno de los cultivos con los aportes de nitrógeno a través del agua residual. Esto se puede lograr dando un tratamiento primario a las aguas residuales, con lo cual se reducirían las concentraciones de nitrógeno, homologando el aporte de este nutrimento a través del riego con la cantidad requerida por el cultivo.

1.-Introducción

En el Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, se utiliza el agua residual de la zona metropolitana de la Ciudad de México para el riego agrícola desde hace más de un siglo. En los países desarrollados como Alemania, Canadá y Australia utilizan el agua residual tratada para riego de campos de golf y parques, mientras que en los Estados Unidos de América la utilizan también para la producción agrícola. En los países como México, Brasil, Chile, Marruecos y Perú la utilizan predominantemente para las actividades agrícolas y acuícolas, y en menor cantidad para el riego de parques de recreación (Garza, 2000), y en muchos casos sin tratamiento previo.

Las aguas residuales contienen elementos y compuestos contaminantes como detergentes, hidrocarburos y metales pesados, por lo que su reuso requiere de cuidados y consideraciones especiales. También viven en ellas organismos patógenos que pueden causar problemas de salud (Kowal, *et al.*, 1981). Por el otro lado, el riego con agua residual aporta nutrimentos al suelo, con lo cual se ahorran fertilizantes. En la tabla 1 se muestran algunos aspectos positivos y negativos del reuso del agua residual para riego.

Tabla 1. Aspectos positivos y negativos del reuso del agua residual en el riego agrícola.

POSITIVOS	NEGATIVOS
Aporta nutrimentos para las plantas	Causa mal olor
Aporta materia orgánica	Aporta contaminantes como metales pesados
Optimiza el uso del agua	Contiene patógenos
Puede regular el pH	Puede causar toxicidad a las plantas
Ahorra fertilizantes	Genera enfermedades
Disminuye costos de tratamiento	Su manejo es difícil
Fertiliza el suelo	

Fuente: Seoanez, 1995.

Uno de los nutrimentos que más aporta el riego con agua residual es el nitrógeno. En el Valle del Mezquital se ha calculado que con el agua de riego se aporta más nitrógeno que el requerido para el crecimiento óptimo de las plantas (Siebe, 1998), por lo que existe preocupación de que los excedentes de nitrógeno ocasionen problemas ambientales.

En el agua el nitrógeno se encuentra formando parte de diversos compuestos orgánicos así como en forma de amonio NH_4^+ . Una vez que entra al suelo, el nitrógeno aportado por el agua atraviesa por procesos de transformación que forman parte del ciclo del nitrógeno. Entre ellos destaca el proceso de nitrificación a través del cual el amonio es transformado a nitrato. El nitrato que no es absorbido por las plantas está sujeto a procesos de transporte.

Podría lixiviarse hacia los mantos acuíferos y contaminarlos. Varios estudios han reportado concentraciones elevadas de entre 18 y 24 mg L⁻¹ de nitrógeno en forma de nitratos en las aguas freáticas superficiales del Valle del Mezquital (Jiménez *et al.*, 2003).

Keeney y Follet (1991) encontraron que la acumulación de NO₃⁻ en aguas subterráneas se asocia al uso de abonos nitrogenados en la agricultura y al riego con aguas residuales. El nitrato representa el mayor problema para la calidad del agua potable en muchas regiones del mundo. En el Valle del Mezquital viven más de 500,000 personas que se abastecen de agua potable a través del acuífero superficial, cuya recarga proviene en más del 90% del riego con agua residual (British Geological Survey, 1998).

El presente trabajo tiene como objetivo cuantificar los nitratos que se lixivian en una parcela del Valle del Mezquital regada con agua residual, usando resinas de intercambio iónico, para detectar si éstos representan un peligro para la calidad del agua subterránea.

2.-Marco teórico.

2.1 Nitrógeno y su importancia

El nitrógeno en el suelo puede presentarse en diversas formas: elemental (N_2) como óxido nitroso (N_2O) o óxido nítrico (NO) en la atmósfera y agua del suelo, como nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en la solución del suelo, y en compuestos orgánicos de la fase sólida del suelo. Estos últimos constituyen más del 95% del nitrógeno total del suelo.

Después del carbono, el oxígeno y el hidrógeno, el nitrógeno es el elemento más abundante en los tejidos vivos. El nitrógeno es el elemento más abundante en la atmósfera, pero sólo pocos microorganismos poseen las enzimas necesarias para realizar la fijación biológica del nitrógeno atmosférico y transformarlo en formas utilizables para los animales y plantas superiores.

En la mayoría de los ecosistemas el nitrógeno es el nutrimento que limita la productividad primaria. En los agroecosistemas el nitrógeno es esencial para obtener altos rendimientos de cultivos, y su insuficiente disponibilidad en los suelos ha llevado a los agricultores a aplicar grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados. Lo anterior ha provocado la contaminación de mantos acuíferos en algunas zonas utilizadas para la agricultura intensiva en varias partes del mundo. La pérdida de nutrientes como el nitrato y el fosfato no es sólo un problema económico para los agricultores, sino también es la causa de la eutrofización de los ríos, lagos y zonas costeras (Doménech, 1993).

La principal fuente de nitrato en el suelo deriva de los procesos de mineralización de la materia orgánica del suelo. La mineralización de los compuestos orgánicos es la transformación por la actividad microbiana aerobia a especies minerales inorgánicas, como nitratos, amonio, dióxido de carbono y agua.

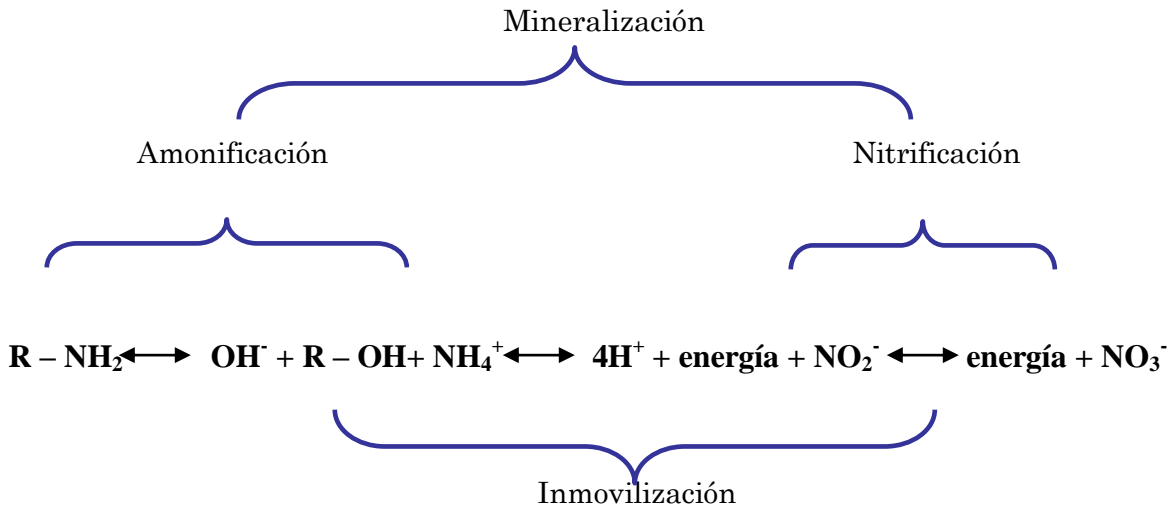
2.2 Fuentes de nitrógeno

Las principales formas de adición de nitrógeno al suelo en ecosistemas naturales son la fijación biológica y la entrada de biomasa muerta a partir de la cubierta vegetal. Además, en los agroecosistemas se adiciona nitrógeno con la aplicación de abonos, fertilizantes químicos, lodos residuales o biosólidos y las aguas residuales usadas para riego (EPA, 2001; Mosier *et al.*, 1998).

2.3 Ciclo del nitrógeno

Una gran parte del nitrógeno que ingresa al suelo se encuentra en forma de compuestos orgánicos que no son disponibles para las plantas superiores. Se requiere que los microorganismos degraden dichos compuestos hasta formar moléculas más simples que

Los organismos nitrificantes heterótrofos son capaces de oxidar tanto el NH_3 como las formas orgánicas de N, entre ellas la urea, y también poseen la habilidad de desnitrificar bajo condiciones aeróbicas:



El NO_3^- se encuentra disponible para ser:

- a) Absorbido por las plantas
- b) Emitido a la atmósfera por desnitrificación
- c) Lixiviado hacia el subsuelo, fuera del alcance del sistema radical de las plantas

La desnitrificación es la conversión del nitrato en nitrógeno gaseoso (N_2) o en óxidos de nitrógeno. Esto ocurre en condiciones anaerobias, la falta de oxígeno obliga a los microorganismos a emplear nitrato en vez de oxígeno en su respiración (Fernández y Leiva, 2003).

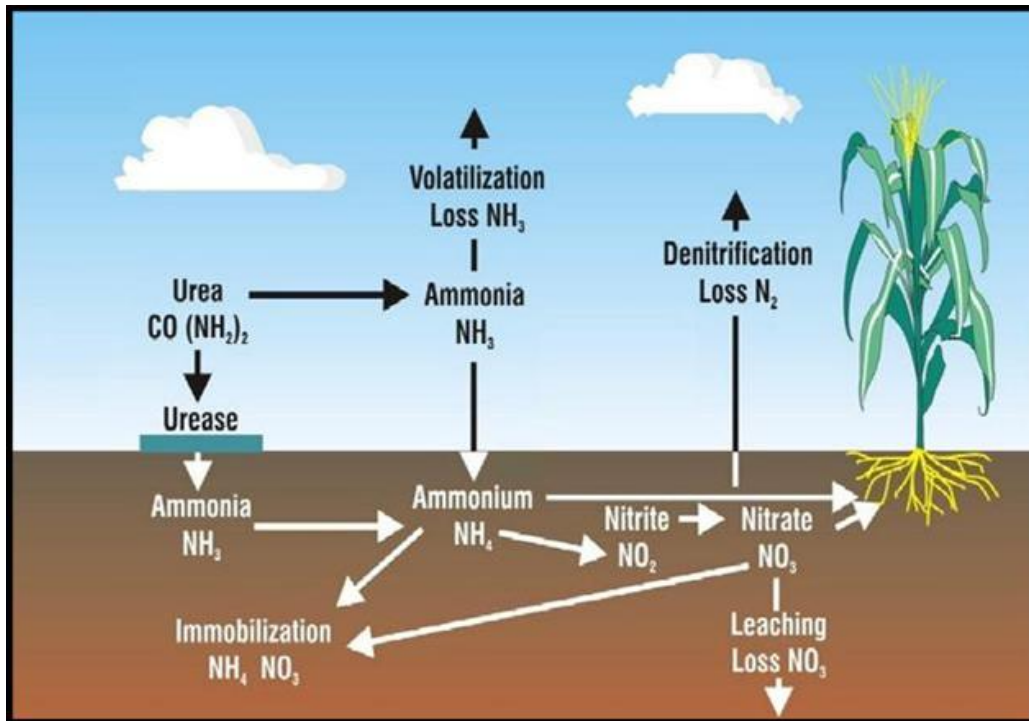


Figura 1: Ciclo del nitrógeno.

2.4 Movimiento de los iones del suelo

Los iones que no son absorbidos por las plantas ni adsorbidos a las superficies activas de los coloides del suelo (nitrato, cloruro y la mayor parte del sulfato) se mueven con el agua de percolación del suelo y son arrastrados a capas inferiores del suelo cuando hay exceso de agua, o ascienden a capas superiores por efecto de capilaridad, cuando hay escasez de agua.

Cuando en la solución del suelo existen zonas con distinta concentración de iones se produce un desplazamiento de los mismos desde la zona más concentrada hacia la más diluida. La cantidad de cationes adsorbidos depende de la capacidad de intercambio del complejo coloidal. Los suelos arenosos y los arcillosos dominados por arcillas con poca superficie activa tienen poca capacidad de intercambio, por lo que los elementos son arrastrados con facilidad. Los suelos fértiles son los que tienen gran capacidad de intercambio en el complejo coloidal, de tal forma que los iones quedan adsorbidos y pueden desorberse para así servir de alimento para las plantas.

El complejo coloidal del suelo, formado por arcillas, compuestos húmicos y óxidos de hierro y aluminio, presenta predominantemente carga negativa en superficie (-). Por esta razón el anión nitrato NO_3^- al tener carga negativa, no se adsorbe en el suelo y es fácilmente arrastrado por el agua de percolación. La mayoría de las plantas dependen de los

iones nitrogenados presentes en la solución del suelo para su abastecimiento de nitrógeno. Éstos son frecuentemente escasos, por lo que las plantas compiten con los microorganismos por ellos. Siendo el nitrógeno el principal nutrimento que limita la producción primaria en los ecosistemas terrestres, su concentración en la solución del suelo es determinante para obtener altos rendimientos agrícolas.

Los compuestos nitrogenados que pueden ser lixiviados hacia los acuíferos son el nitrato, el amonio, el nitrito y los compuestos orgánicos de bajo peso molecular que se encuentran en la solución del suelo. Según Collison y Mesching (1930) más del 99% del nitrógeno se lixivia como nitrato, menos del 1% como amonio y sólo trazas en forma de nitritos y compuestos orgánicos.

2.5 Factores que determinan la lixiviación del NO_3^-

A continuación se detallan los diversos factores que determinan la cantidad de nitrógeno lixiviado:

La **percolación** del agua al subsuelo depende de la precipitación, por lo tanto la lixiviación es afectada directamente por la cantidad y frecuencia de la precipitación. En sistemas bajo riego la percolación del agua depende además de la lámina de riego aplicada.

McNeal y Carlile (1976) realizaron un estudio donde encontraron que una de las variables importantes en la lixiviación del nitrato hacia el subsuelo es el volumen de drenaje. Este último se refiere a la diferencia entre el agua que entra al sistema, ya sea por la precipitación o por el riego, y la cantidad de agua que puede ser retenida por el suelo contra la gravedad. Ésta a su vez depende del espesor del suelo y su porosidad.

Otro factor importante es la cobertura del **cultivo**; en suelos desprovistos de cobertura vegetal las pérdidas pueden ser diez veces mayores, que en suelos con una densa cobertura con especies altamente demandantes de nitrógeno. Las plantas evitan la percolación, pues consumen agua y disminuyen el contenido de nitrato en el agua de percolación, absorbiendo a éste. Lyon *et al.*, 1930 encontraron en estudios realizados en lisímetros, que el lisímetro sin plantas percoló 560 L m^{-2} de agua y con éstos se perdieron 76 kg N ha^{-1} , mientras que otro lisímetro con plantas sólo percoló 400 L m^{-2} de agua y se perdieron 6 kg N ha^{-1} . La velocidad de absorción por parte de la planta determina la cantidad de N-NO_3^- sujeto a pérdidas por lixiviación o desnitrificación (Castellanos y Peña-Cabriales, 1990).

Periodos largos de barbecho y labranza establecen condiciones para que se lleve acabo la mineralización; aquí se puede evitar la lixiviación si los desechos de la cosecha se incorporan con el laboreo y se inmoviliza el nitrógeno mineral por la asimilación de éste por los microorganismos del suelo (Loomis y Connor, 2002).

Las características del suelo: Suelos con una textura gruesa lixivian más nitrógeno que un suelo con textura fina (arcillosa). Los suelos con textura gruesa tienen menor capacidad de retención de agua y mejor conductividad hidráulica, por lo que excedentes de agua percolan con mayor facilidad y pueden arrastrar iones a su paso. Pratt (1978) encontró en sus estudios que la lixiviación de nitrato disminuye a medida que aumenta el contenido de arcilla, y las pérdidas de nitrógeno (fundamentalmente por desnitrificación) se ven más favorecidas en el suelo arcilloso.

La lixiviación de nitrógeno también depende de las diferentes *prácticas de fertilización*. Las aplicaciones excesivas de estos fertilizantes favorecen las fugas de nitrógeno por lixiviación, desnitrificación o volatilización. Por el otro lado, existen en el mercado productos químicos que controlan o inhiben los procesos de nitrificación como la Nitripirina (2-cloro-6-triclorometilpiridina). Estos productos inhiben casi totalmente la oxidación del nitrógeno nitrificable en los suelos cultivados. La duración de su efecto depende de las condiciones del suelo y del clima (Wild, 1992) con el cual se reducen las posibles pérdidas de nitratos por lixiviación y desnitrificación, además de que se aumenta el aprovechamiento de los fertilizantes.

También existen los productos de liberación lenta donde los compuestos nitrogenados se encuentran recubiertos por una sustancia insoluble en agua. Un ejemplo de este tipo son compuestos urea-azufre, que son poco solubles y requieren de gran cantidad de agua para su solubilización. Los productos más utilizados son urea-formaldehído (urea-form), isobutilendiurea (IBDU) y crotoniliden diurna (CDU).

2.6 Factores que favorecen la nitrificación.

A continuación se mencionan los principales factores que promueven el proceso de nitrificación (Buckman y Brady, 1991):

a) Temperatura: La nitrificación se inicia a una temperatura de 2°C y aumenta progresivamente hasta alcanzar un máximo cuando se llega a unos 30°C. Este proceso se puede acelerar cuando la temperatura está entre los 15°C a 30°C (Keeney y Walsh, 1972), ya que las bacterias nitrificadoras requieren temperaturas elevadas para su actividad óptima.

b) Humedad del suelo: La proliferación de las bacterias nitrificantes disminuye cuando la humedad es escasa o excesiva. La nitrificación se atenúa en verano, con humedad escasa.

c) La concentración del ión amonio: para que proliferen las bacterias nitrificantes tiene que haber suficiente disponibilidad del ión amonio en el suelo. Éste puede provenir de la mineralización de la materia orgánica o de la aplicación de fertilizantes amoniacales.

d) Aireación del suelo: Las bacterias nitrificantes son aerobias, por consiguiente les son favorables todas aquellas condiciones del suelo y prácticas de cultivo que favorezcan la aireación.

e) Acidez del suelo: Las bacterias nitrificantes proliferan mejor en suelos ligeramente alcalinos, los intervalos del valor pH en los cuales las bacterias nitrificantes muestran actividad se sitúan entre 5.5 y 8 con un óptimo entre 7 y 7.5.

2.7 Relevancia en el ambiente y para la salud

El nitrógeno aportado con el riego con agua residual y también con el empleo de grandes dosis de abono o fertilizante amoniacal (con el nitrógeno en forma de amonio) o en forma de urea, se transforma en nitrato con cierta rapidez, sobre todo si la temperatura y la humedad del suelo son adecuadas. Por lo anterior, las prácticas del riego y la fertilización promueven que en el suelo exista una gran cantidad de compuestos nitrogenados en forma de nitrato.

La pérdida difusa de nutrientes y contaminantes como los nitratos, no sólo es un problema económico para los agricultores, sino también es una de las principales causas de contaminación en aguas freáticas y de la eutrofización de aguas superficiales (ríos, lagos, zonas costeras y el océano) (Lovett *et al.*, 2000, Bouwman y Van Drech, 2005, Van Drecht *et al.*, 2005). La contaminación de agua, ya sea superficial o subterránea, destinada para el consumo humano tiene efectos importantes sobre la salud pública. En el Mezquital las aguas subterráneas son la fuente para el abastecimiento de la población, por lo que el riego con agua residual representa un riesgo a la salud.

Las personas pueden estar expuestas al nitrato por tres vías: al consumir vegetales cuyos tejidos contengan altas concentraciones de nitrato (remolacha, acelga, lechuga, pepinos, etc.), en el agua potable y al consumir conservas de carnes que poseen aditivos a base de nitratos y nitritos.

Las personas mayores pueden eliminar el nitrato por medio de la orina, pero una parte de los nitratos reacciona en el estómago con alimentos parcialmente digeridos para generar nitrosaminas, las cuales son consideradas precursoras de cáncer. Exposición a altos contenidos de nitritos también puede favorecer la transformación de la hemoglobina en la sangre a metahemoglobina, imposibilitando el transporte de oxígeno. Los adultos poseen sistemas enzimáticos (por ejemplo la metahemoglobina reductasa y NADH₂) que regulan la concentración de metahemoglobina en la sangre. Sin embargo, los niños recién nacidos son particularmente sensibles a la intoxicación por nitrato, debido a que la acidez del estómago no es tan alta, y las bacterias reductoras son más abundantes. Además no poseen aún este sistema enzimático que controla la formación de metahemoglobina (FAO, 1981). Se sabe

que niveles superiores a 50% de metahemoglobina pueden causar la muerte (Comité sobre Acumulación de Nitratos, 1972). El exceso de metahemoglobina produce hipoxia, la cual se manifiesta con una coloración azul en la piel. Es por ello que la enfermedad se conoce con el nombre de “síndrome del niño azul” o metahemoglobinemia. Como resultado los tejidos como el cerebro, sistema nervioso central y el sistema cardiovascular son los primeros en manifestar intoxicación (Duffus, 1983). En 1966, Bayley notificó 10 casos de lactantes intoxicados por el consumo de agua de pozos con concentraciones de nitratos superiores a 75 mg L^{-1} . Dos de los lactantes desarrollaron cianosis debido a que las concentraciones de los nitratos eran de 1200-1300 mg L^{-1} .

La exposición al nitrato de por vida puede causar diuresis, que es un aumento en la cantidad de orina, a causa del mal funcionamiento de los riñones y hemorragia del bazo (Anderson, 1999).

La contaminación del agua freática por nitratos NO_3^- es una amenaza para el abastecimiento de agua potable, ya que la Organización Mundial de la Salud establece $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$ (44.29 mg L^{-1} de NO_3^-) como concentración máxima en agua subterránea destinada al consumo humano (WHO, 1989 y NOM-127-SSA1-1994). Este límite fue establecido particularmente para proteger a los recién nacidos de la metahemoglobinemia.

2.8 Métodos para cuantificar la lixiviación de nitratos

Existen diferentes métodos para cuantificar la lixiviación de nitratos. A continuación se describen algunos de ellos.

2.8.1 Contenedores de resinas de intercambio iónico.

Las resinas de intercambio iónico son sustancias sintéticas con una elevada capacidad de intercambio iónico por unidad de masa. Éstas pueden ser resinas aniónicas o catiónicas y son utilizadas para adsorber iones. El método consiste en enterrar contenedores rellenos de una mezcla de arena sílica y resinas de intercambio iónico en el suelo a una profundidad dada. El agua de percolación del suelo entra en la parte superior de los contenedores de resinas, pasa y sale por el extremo inferior. Durante este paso los iones contenidos en el agua de percolación son retenidos por la resina. Además, algunos iones de la solución del suelo se incorporan al contenedor de resinas a través del proceso de difusión en la parte superior. De esta manera todas las sustancias transportadas por los flujos de agua de percolación y por difusión se acumulan dentro de los contenedores a lo largo del tiempo durante el cual los contenedores permanecen enterrados. Cuando se retiran los contenedores del suelo, se realiza una extracción de los iones adsorbidos. El tipo de extracción está en

función de los iones que se desean cuantificar, dado que las resinas tienen diversas afinidades para iones específicos. De esta manera se obtiene un valor total de la cantidad de iones translocados por el agua de percolación en un área definida (área superficial del contenedor) durante el periodo de instalación. El tiempo de permanencia se define de acuerdo a los objetivos de estudio. Puede ser por ejemplo, durante un ciclo de cultivo, o bien durante un año o la duración de una rotación de cultivos.

Este método es capaz de medir continuamente la lixiviación de nitratos y otras sales solubles, plaguicidas, metales pesados, compuestos orgánicos de estaño y de hidrocarburos (Bischoff, 2007). Además se han utilizado para el control de la contaminación (Doménech, 1993).

Este método tiene las siguientes ventajas y desventajas:

Ventajas

- Se puede cuantificar el flujo de todo tipo de iones simultáneamente por periodos prolongados; éstos se pueden cuantificar independientemente.
- Los contenedores son baratos y fáciles de instalar.
- Permite detectar el transporte de solutos fuera de la zona de raíces.
- Funciona en todos los tipos de suelo.
- No limita u obstruye la absorción de iones por las plantas.
- Brinda un valor integral de la lixiviación de los iones de interés durante el tiempo de instalación, requiriendo para ello de un único muestreo en el tiempo.

Desventajas

- No se obtiene información sobre la variabilidad en el tiempo del proceso de lixiviación.
- El método integra la variabilidad espacial en función del área superficial del contenedor; ésta generalmente no permite integrar cuantitativamente los flujos preferenciales, a menos que se instale un número grande de réplicas por sitio o se elija usar contenedores de tamaños grandes.
- El uso de contenedores de tamaños grandes puede generar efectos de “embudo”, donde el contenedor capte flujos de áreas mayores a las de su propia superficie, lo cual lleva a una sobrestimación de la lixiviación por área.

- El método está diseñado para captar flujos verticales de la superficie hacia el subsuelo; en sitios con flujos laterales o donde existen flujos del manto freático hacia la superficie, es necesario instalar en paralelo contenedores laterales o colocados en forma invertida, para cuantificar estos flujos.
- Es difícil lograr una mezcla homogénea entre la resina y la arena sílica; esto contribuye a elevar el error del método.

2.8.2 Lisímetros o cápsulas de succión

Los lisímetros o cápsulas de succión permiten obtener muestras de la solución del suelo en forma puntual en el tiempo. Consisten en un tubo cilíndrico de entre 2 y hasta 50 mm de diámetro y entre 10 y hasta más de 70 cm de longitud que tiene una cápsula de material poroso en el extremo inferior (figura 2). Los tubos se entierran en el suelo a la profundidad a la cual se quiere extraer la solución. Para facilitar el contacto de la cápsula con el suelo se hace una pasta hecha con el mismo suelo que se introduce en el fondo de la excavación. En el extremo que sobresale del suelo el tubo lleva un tapón con dos mangueras: una llega hasta la base del tubo y es para extraer la solución del suelo acumulada por medio de la creación de un vacío al interior del tubo; la otra manguera es para extraer el aire del interior del tubo (crear el vacío), o bien inyectar aire al tubo para extraer la solución a presión, una vez que ésta se haya acumulado dentro del tubo.

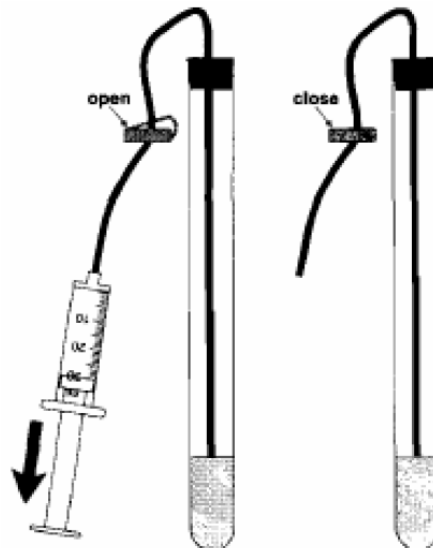


Figura 2. Lisímetros o cápsulas de succión.

Una vez colectada la muestra, ésta se lleva al laboratorio para cuantificar los iones contenidos en ella.

Ventajas

- Se pueden colocar a varias profundidades del suelo.
- Se pueden utilizar en todo tipo de suelo.
- Son fáciles de instalar.

Presentan los siguientes inconvenientes:

- Son más caros que los contenedores de resinas. Su precio depende del material del cual está hecha la cápsula porosa. Ésta puede ser de cerámica, teflón o vidrio. Se selecciona en función de los iones de interés y con el fin de evitar que éstos sean adsorbidos al material de la cápsula (Goulding y Webster, 1992).
- Para lograr cuantificar la lixiviación a lo largo del tiempo (por ejemplo un ciclo vegetativo), es necesario hacer colectas de la solución del suelo frecuentemente, de preferencia cada evento de lluvia o de riego. Lo anterior implica muchas horas de trabajo de campo y procesar un gran número de muestras en el laboratorio.
- Para cuantificar la cantidad de iones lixiviados en un periodo de tiempo, es necesario conocer además el volumen del agua de percolación. Para esto es necesario calcular el balance hídrico del sitio durante el periodo de interés, lo que a su vez implica tener los datos de precipitación, láminas de riego, evapotranspiración y la capacidad de retención de agua del suelo.
- En suelos que se expanden y contraen puede existir un flujo preferencial en la zona de contacto del suelo con las paredes del lisímetro (Pross *et al.*, 1995).
- Pueden ocurrir cambios en la composición química del agua debido al paso a través de la cápsula. Es importante seleccionar el material de la cápsula en función de los iones de interés.

2.8.3 Muestreo de suelo y extracción de iones solubles.

Este método consiste en tomar muestras del suelo, llevarlas a humedad de campo al laboratorio y extraer el agua de poro por ultracentrifugación o aplicando presión, o realizar extracciones con agua desionizada o con un electrolito base (por ejemplo KCl 1 M). En este último caso se modifica considerablemente el equilibrio químico, dependiendo de la relación suelo: extractante que se elija.

La extracción de la solución del suelo es inversamente proporcional al radio de poro (Laplace). En función de la presión o succión aplicada, se movilizará el agua retenida en poros de distinto tamaño. Es importante considerar que sólo el agua retenida en poros de tamaño medio está sujeta a ser transportada a través de la columna de suelo. La concentración de soluto en la solución del suelo estará directamente influenciada por el contenido de agua del suelo. Por lo tanto, puede ser conveniente hacer una determinación del contenido de agua al momento del muestreo, en caso de optar por realizar extracciones con agua desionizada o con soluciones salinas.

Este método determina la lixiviación de nitratos a partir de la variación del contenido de nitrato en una muestra de suelo entre dos fechas. Consiste en la diferencia entre la concentración del nitrato en otoño y el de primavera, por ejemplo, la cual se asume que representa el nitrato que se ha lixiviado en invierno (Scheffer y Ortseifen, 1997).

Ventaja:

Es un método de bajo costo y fácil de realizar.

Desventajas:

- Es poco preciso; sólo permite identificar si hay nitrato en la solución del suelo, que pudiera estar expuesto a ser lixiviado, pero no permite cuantificar la lixiviación.
- Puede haber compactación del suelo por los muestreos, lo cual a su vez dificulta la comparación entre fechas.
- El método no tiene en cuenta las variaciones en el contenido de nitrato del suelo atribuibles a la mineralización, desnitrificación, y otros términos del ciclo del nitrógeno.

2.9 Métodos de cuantificación de nitrato en muestras acuosas.

2.9.1 Métodos colorimétricos.

Los métodos ampliamente usados, principalmente por la variedad de reactivos que pueden emplearse, son:

2.9.1.1 Método de ácido fenoldisulfónico (FDS).

El método está basado en la nitración rápida del ácido fenol-2:4-disulfónico bajo condiciones ácidas, y en la formación de la sal 6-nitrofenol-2:4-disulfónico, un nitroproducto de color amarillo, bajo condiciones alcalinas (Chamot *et al.*, 1909, citado por

Bremner y Keney, 1965) que se comporta como un indicador nitrofenólico, siendo incoloro en soluciones ácidas y amarillo en soluciones alcalinas.

Desventajas:

Existen interferencias con los cloruros y la materia orgánica.

2.9.1.2 Método del ácido sulfosalicílico (AS).

Se basa en la nitración del ácido salicílico bajo condiciones fuertemente ácidas que promueven la formación de un compuesto de color amarillo bajo condiciones alcalinas.

Las principales ventajas son:

Es un método rápido, con buena sensibilidad y no se requiere equipo especializado.

La principal desventaja son las interferencias por nitritos, formaldehído, hierro y cloro.

2.9.1.3 Método de difenilamina.

En este método los nitratos producen un color azul con la difenilamina en presencia de ácido sulfúrico. La difenilamina se oxida a difenilbencidina, dando como resultado una sal de color azul.

Desventaja

Interfieren los nitritos y los cloruros.

2.9.2 Métodos de electrodo de ión selectivo (EIS).

El desarrollo de electrodos selectivos (EIS) provee una herramienta alternativa para estos análisis y es posible obtener niveles de exactitud y precisión ± 2 ó 3 % para la concentración de algunos iones. Su funcionamiento se basa en la afinidad selectiva al electrodo de una especie presente en la solución. Están contruidos con una membrana que separa la muestra problema y el interior del electrodo, el cual contiene una solución con actividad constante del ión de interés. La parte externa está en contacto con una muestra de composición variable y la diferencia de potencial a través de la membrana depende de la diferencia en la actividad de la especie del analito entre la solución interna y la muestra problema (Orion Research Inc, 1979).

Este potencial de electrodo está descrito por la ecuación de Nernst:

Donde:

$$E = \text{Constante} - [(2.303 RT) / F] * \log (A \text{ ión}) \quad (1)$$

Constante: Potencial debido al electrodo de referencia más la solución interna del electrodo de ión específico

A: actividad del ión de interés

R: Constante de gases $8,314 \text{ Jmol}^{-1} \text{ }^\circ \text{K}^{-1}$

T: Temperatura en grados Kelvin

F: Constante de Faraday: $96,5 \text{ Jmol}^{-1} \text{ mV}^{-1}$

Ventajas

- Rápido, simple y económico

Desventajas

- Este método es afectado por iones que producen interferencias. Por ejemplo SO_4^{-2} , ClO_4^- , I^- , Br^- , NO_2^- , Cl^- , CO_3^{-2} , etc. (Orion Research Inc, 1979).

Con esta técnica es importante considerar que condiciones como temperatura, volumen de muestra y profundidad del electrodo deben permanecer constantes.

2.9.3 Cromatografía de líquidos HPLC *High Performance Liquid Chromatography*.

Es un método físico que permite separar los componentes de una muestra, en el cual la fase estacionaria (columna tubo de acero inoxidable) se compone de pequeñas partículas y la fase móvil se introduce a través de las partículas mediante presión elevada. Los componentes de una mezcla pasan a través de la fase estacionaria mediante el flujo de la fase móvil y las separaciones están basadas en las diferencias de la velocidad de migración entre los componentes de la fase móvil.

Además este método se puede emplear para la identificación cualitativa y la determinación cuantitativa de las especies ya separadas.

Procedimiento:

La bomba envía la fase móvil hacia la válvula inyectora a través de tuberías de diámetro pequeño (éstas pueden ser de acero inoxidable o plásticos especiales), y pasa a la válvula cuyo objetivo es no interrumpir el flujo de la fase móvil a través de la columna e introducir en la misma el volumen de muestra. Luego que se produce la separación en la columna, los componentes de la mezcla pasan por el detector que genera una señal eléctrica ante el paso de los analitos proporcional a la cantidad de la sustancia; esta señal es enviada al registrador o al PC en donde queda registrado el cromatograma (Figura 3). Cada pico corresponde a un componente de la muestra original.

El integrador también puede calcular el área de cada pico, la cual es proporcional a la cantidad de la sustancia.

Requisitos de la muestra:

Muestra limpia, evitar la presencia de partículas que puedan obstruir las tuberías y la formación de burbujas que puedan deteriorar el relleno de las columnas y producir inestabilidad en la señal de detector, para evitarlo es necesario filtrar la fase móvil y las muestras antes de inyectar.

No debe reaccionar con ningún componente del sistema cromatográfico.

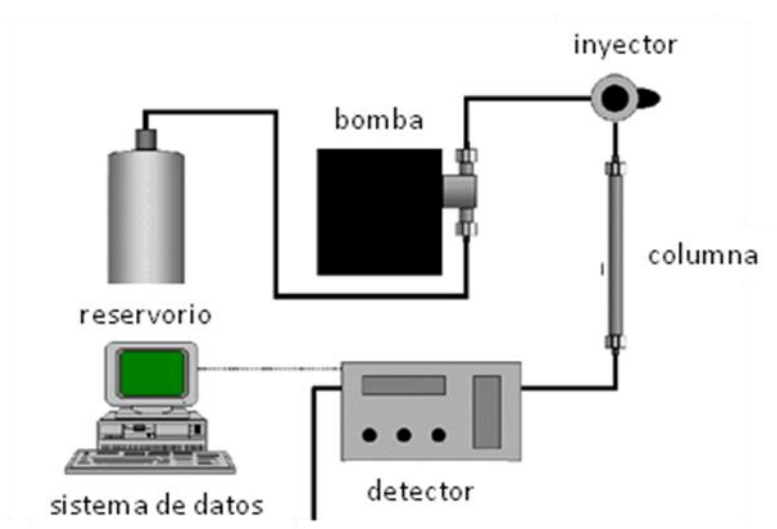


Figura 3. Esquema del equipo de cromatografía de alta resolución.

Las ventajas que tiene este método son las siguientes:

- Existe una gran diversidad de columnas y detectores.
- Permite el análisis de compuestos iónicos de alto peso molecular.
- Separación con control de pH.

Inconvenientes:

- Solubilidad de la muestra en la fase móvil.
- Dimensión de la columna.
- Viscosidad de la fase móvil.
- Requiere de instrumental especial y caro.

3.-Justificación

La lixiviación de nutrientes como los nitratos del suelo no es sólo una pérdida económica para los agricultores sino que además es una causa de contaminación y eutrofización de las aguas subterráneas (Lovett *et al.*, 2000). Las altas concentraciones de nitrato en aguas subterráneas utilizadas para consumo provocan enfermedades a los seres humanos, principalmente a los recién nacidos que la ingieren causando el síndrome del niño azul o metahemoglobinemia. Esta enfermedad se debe a que el nitrato modifica la molécula de la hemoglobina en la sangre y provoca hipoxia. Por lo anterior es importante aplicar sólo cantidades de nitrógeno a los cultivos agrícolas, que puedan ser aprovechados por éstos.

En muchos sistemas de uso de suelo se aplican cantidades excesivas de nitrógeno. El nitrógeno que no es absorbido por las plantas, está sujeto a ser lixiviado en forma de nitrato hacia los mantos acuíferos. Para evaluar si bajo un sistema agrícola de utilización de la tierra ocurre lixiviación de nitratos, es necesario monitorear la concentración de nitrato en el agua de percolación profunda. Los métodos convencionales para cuantificar los nitratos lixiviados, son caros y laboriosos, como es el caso del método de monitoreo de la concentración de nitratos en la solución del suelo por medio de cápsulas de succión, y poco precisos en lo que corresponde a la estimación del nitrato remanente en el suelo después del ciclo de cultivo a través del muestreo del suelo y la extracción de nitratos. Los contenedores de resinas de intercambio iónico ofrecen una alternativa de bajo costo y mucho menor esfuerzo de muestreo, dado que acumulan los solutos lixiviados en un periodo de tiempo determinado, con lo cual se puede cuantificar la lixiviación que ocurre, por ejemplo, en un ciclo de cultivo con una buena precisión.

El objetivo de este trabajo es cuantificar la lixiviación de nitratos en una parcela regada con agua residual mediante el método de contenedores de resinas de intercambio iónico. Este es capaz de medir la lixiviación total de nitratos en un periodo de cultivo por unidad de área. Con ello se pretende evaluar la lixiviación de nitratos bajo dos cultivos diferentes regados con agua residual. Estos datos además se pueden utilizar para calcular el balance de nitrógeno para la parcela bajo los dos cultivos. Con lo anterior es posible estimar la importancia relativa del proceso de lixiviación de nitratos en este sistema de utilización de la tierra.

4.-Objetivos

Objetivo general:

Cuantificar la lixiviación de nitratos bajo cultivo de alfalfa y bajo cultivo de pasto con el método de los contenedores de resinas de intercambio iónico, y evaluar si ésta representa un riesgo para la contaminación del acuífero. Además se utilizan estos datos para calcular el balance de nitrógeno de la parcela, considerando datos de entradas de nitrógeno a través del riego y salidas de nitrógeno con la cosecha de ambos forrajes.

Objetivos específicos:

- ❖ Determinar la lixiviación de nitratos mediante el método de los contenedores de resinas de intercambio iónico en el ciclo primavera-verano bajo el cultivo de alfalfa (*Medicago sativa L.* y en el ciclo otoño-invierno bajo el cultivo de pasto (*Lolium perenne*).
- ❖ Evaluar si la lixiviación de nitratos representa un riesgo para la contaminación del acuífero
- ❖ Realizar el balance de nitrógeno para evaluar que proporción del nitrógeno aplicado con el agua de riego es aprovechado por las plantas o bien lixiviado.

5.-Hipótesis

El riego por agua residual introduce más nitrógeno al suelo del que requieren los cultivos de alfalfa y pasto. Los excedentes de nitrógeno aplicados se nitrifican y se pierden predominantemente por lixiviación. Esto representa un riesgo de contaminación del agua subterránea.

6. Materiales y métodos

6.1 Descripción de la zona de estudio

6.1.1 Ubicación.

La zona del Valle del Mezquital se localiza en la parte sur-occidental del estado de Hidalgo y colinda al sur con el Valle de México, al norte con el Valle de Ixmiquilpan, al este con el Valle y la Sierra de Actopan, y al oeste con la sierra de Xothé.

Cuenta con una superficie aproximada de 2,365 km² que queda comprendida entre los paralelos 19° 54' y 20°30' de latitud norte y 99° 22' y 98° 56' longitud oeste a una altitud promedio de 1900 msnm. La zona de riego abarca 85,000 ha y comprende los distritos de riego 03 (Tula), 100 (Alfajayucan) y 25 (Ixmiquilpan). Recientemente en el año 1985 se conformó el distrito de riego de Ajacuba 112 al sureste del distrito de riego 03, la superficie total decretada es de 9 000 ha, de las cuales se riegan actualmente 4 000 ha (Figura 4).

6.1.2 Clima.

El clima es templado semiárido con temperatura media anual de 17° C, con precipitación media anual de 550 mm y evapotranspiración media anual de 1750 mm. La época de lluvias se limita a los meses de junio a septiembre (Jiménez *et al.*, 2005).

6.1.3 Geología.

El Valle del Mezquital forma parte del altiplano mexicano, se ubica dentro de la provincia del Eje Neovolcánico Transmexicano, la cual está constituida por rocas volcánicas de edad y composición variada, y sedimentos calcáreos. Las rocas de mayor antigüedad datan del Cretácico, arriba de esa capa se encuentran rocas que fueron depositadas por la actividad volcánica del Terciario y Cuaternario. Depósitos fluviales y aluviales del Holoceno y de reciente edad se encuentran en las partes más bajas (British Geological Survey, 1998).

6.1.4 Suelos.

Los suelos situados en el Valle del Mezquital son Leptosoles, Feozems y Vertisoles (Siebe, 1994). A continuación se describen sus principales características.

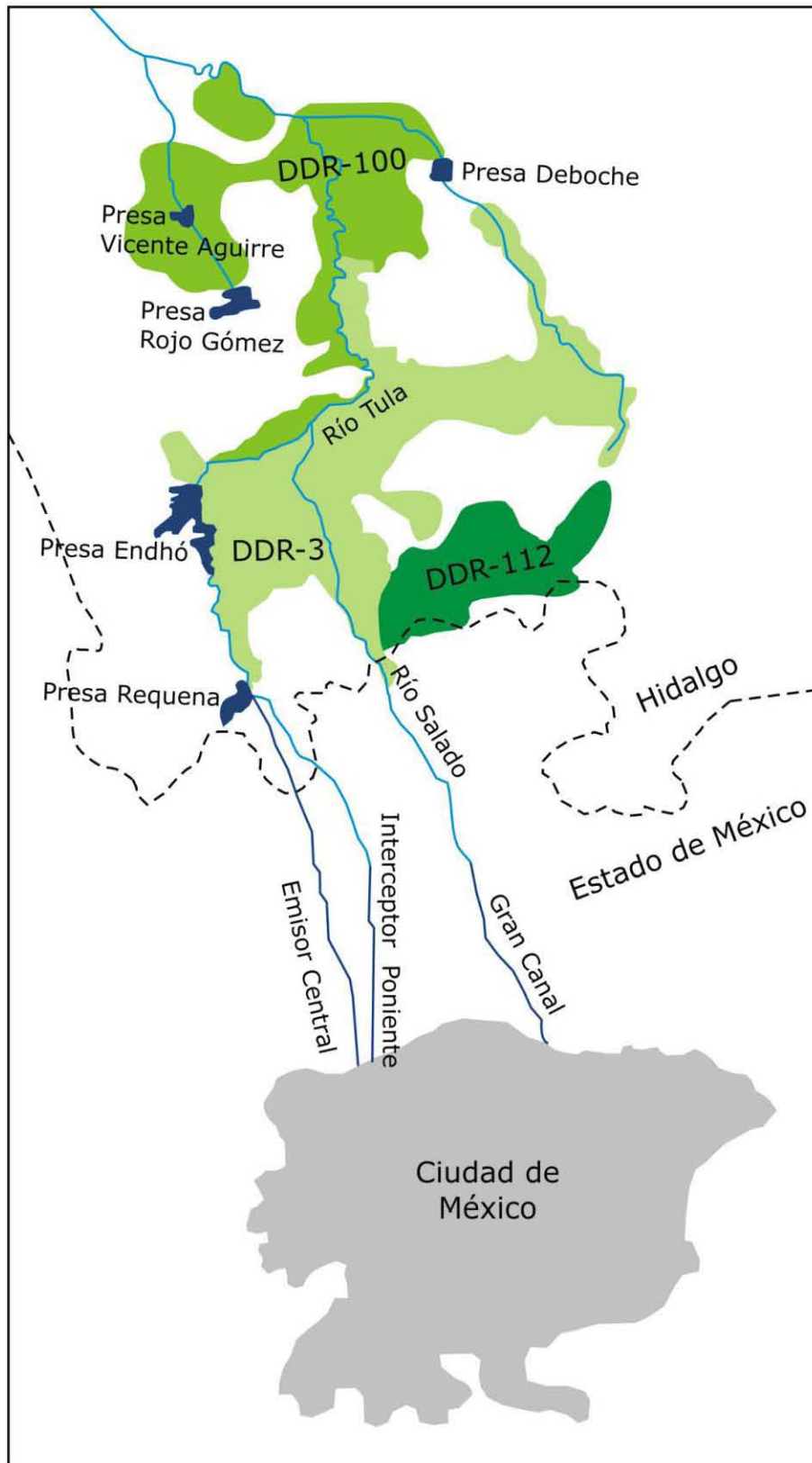


Figura 4. Localización de los distritos de riego del Valle del Mezquital.

Leptosoles

El nombre deriva de la palabra griega lithos que significa piedra, connotativa de suelos limitados en su profundidad por roca consolidada. Estos suelos son poco profundos (0 a 30 cm), lo que limita su capacidad de retener agua, el desarrollo de raíces y el contenido de nutrientes; por consiguiente son suelos de baja productividad.

Feozems

Los Feozems son suelos de profundidad y textura media, ricos en materia orgánica y con capacidad de productividad media a alta. Estos suelos están confinados casi exclusivamente en zonas planas a ligeramente onduladas.

Vertisoles

Los Vertisoles son suelos profundos, de texturas medias a finas, materia orgánica de media a alta, con alta productividad. La fracción arcilla está constituida predominantemente por arcillas minerales de tipo esmectítico, por lo cual estos suelos se expanden y contraen continuamente en función de su contenido de humedad. Se localizan en las partes más bajas.

6.1.5 Vegetación

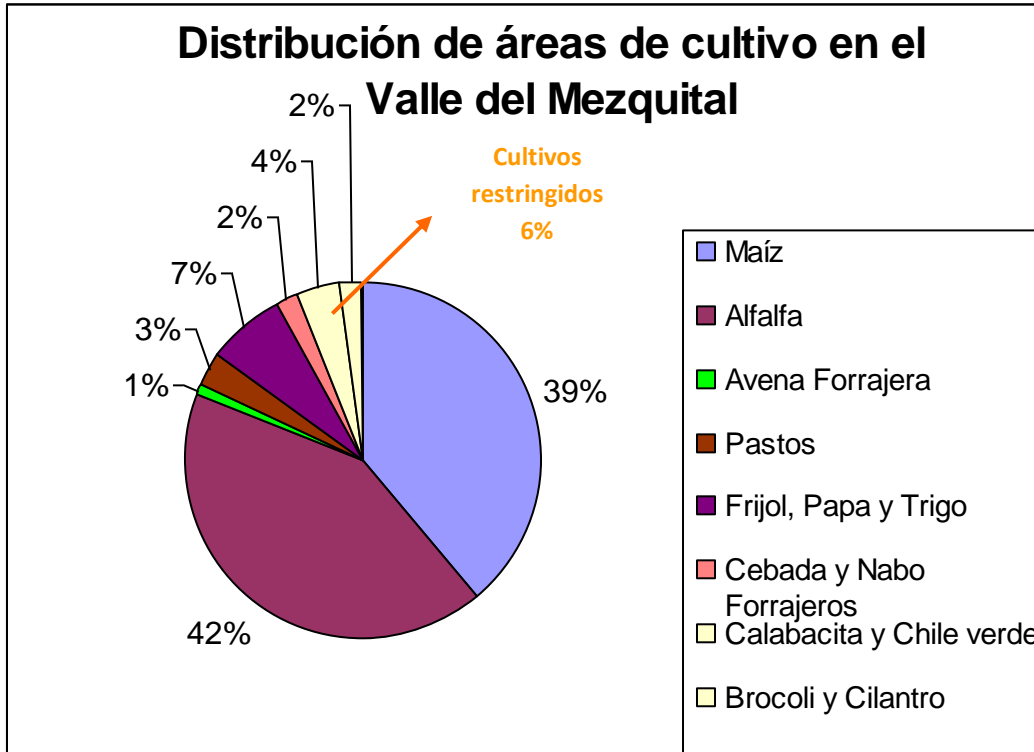
La vegetación natural está presente en las zonas montañosas y comprende matorrales xerófilos: mezquites (*Prosopis juliflora*), huizaches (*Acacia farnesiana*), yucas (*Yucca sp.*) y una gran diversidad de cactáceas (González, 1968).

La vegetación en el valle está fuertemente alterada debido a que los suelos han sostenido una agricultura, tanto de temporal como de irrigación continua por más de 100 años.

Los principales cultivos en la zona son el maíz y la alfalfa representando éstos un 60 a 80% de la superficie cultivada, y en menor proporción se cultiva avena, cebada, frijol, hortalizas (chile, calabacita y betabel) y trigo (Jiménez *et al.*, 2005).

Los cultivos que están restringidos son: calabacita, col, chile y cilantro, ya que éstos se consumen crudos y presentan un riesgo de transmisión de enfermedades patogénicas tanto para los campesinos y los animales.

La superficie total bajo cultivo es de más de 100, 000 ha, de las cuales 85, 000 ha se riegan con aguas residuales. Las distribuciones de los cultivos se muestran en la Figura 5.



IV Foro Mundial del Agua 17 de marzo de 2006

FIGURA 5. Principales cultivos en el Valle del Mezquital.

6.1.6 Historia del riego

A finales del siglo XVII se completó una primera salida artificial del valle con la construcción del Tajo de Nochistongo para evitar inundaciones y desalojar las aguas residuales y pluviales del Valle de México. Esta salida se hizo para derivar las aguas del río Cuautitlán a la cuenca del río Tula. Con la misma finalidad se construyó el túnel Tequixquiac y el Gran Canal del Desagüe en la última década del siglo XIX. Actualmente se cuenta con otra salida más que es el Emisor Central, el cual se concluyó en 1975, y que desaloja las aguas que capta el Sistema de Drenaje Profundo (Jiménez *et al.*, 2005). El Valle del Mezquital es la zona más grande en el mundo regada con aguas residuales (Esteller, 2000). Aquí el riego inició formalmente en 1912 (Cruz-Campa, 1965). Hoy en día existe un amplio sistema de canales y varias presas para distribuir y almacenar temporalmente el agua. Administrativamente la zona bajo riego está conformada por los Distritos de Riego (DR) 003 Tula, 100 Alfajayucan y 112 Ajacuba.

Debido a la falta de agua en el Valle de Tula, el agua que así llegaba comenzó a ser utilizada en 1889 para generación de energía y para 1912 ya era utilizada para riego mejorando la economía de la zona y el desarrollo agrícola (Domínguez, 2001). Con el

aumento del volumen de aguas negras generada en la Ciudad de México se incrementó la superficie de riego, Tabla 2 (Jiménez, 2004).

La superficie actualmente bajo cultivo es de más de 100,000 ha, de las cuales 85,000 ha se riegan con aguas residuales, y dan sustento a 66,000 familias.

Tabla 2. Incremento de la superficie en el Valle del Mezquital.

1926	14 000 ha
1950	28 000
1965	42 460
Actualidad	85 000

Fuente: Jiménez, 2004.

El Valle del Mezquital es la zona continua más grande del mundo regada con aguas negras (Mara y Cairncross, 1989). El riego con agua residual ha incrementado el contenido de fósforo disponible en la capa arable de los suelos. Esta adición incrementa la productividad agrícola, ya que el fósforo es un elemento indispensable para las plantas. Otro elemento que se incrementa al regar con aguas negras es el nitrógeno, pero en menor proporción que el fósforo, ya que es más móvil que este último, y se lixivía con mayor facilidad. La materia orgánica del suelo tiende a aumentar con el tiempo bajo riego y contribuye a amortiguar los efectos negativos del aumento del contenido de sales solubles del suelo (Siebe, 1998).

El riego con agua residual también ha incrementado la recarga incidental del acuífero (superior a $25\text{m}^3\text{s}^{-1}$) (British Geological Survey, 1998), que ocurre por la infiltración no intencional del agua negra al acuífero a partir de los excedentes del riego agrícola o por las fugas del drenaje. La infiltración de aguas residuales compromete el empleo del agua subterránea, ya que ésta es una fuente de abastecimiento público. La recarga incidental está propiciando el reúso de agua residual para el consumo humano (Foster, 2001).

El riego con agua residual ha originado un cambio ecológico en este sitio ya que el Valle de Tula es por naturaleza una zona semiárida. En la actualidad dicha zona cuenta con manantiales y humedales ya que la recarga incidental ha ocurrido por mucho tiempo y ha originado que los niveles piezométricos del agua del subsuelo se eleven y como consecuencia afloran manantiales en algunas zonas.

6.2 Reconocimiento de la parcela y selección de sitios para la colocación de los contenedores

La parcela seleccionada para el estudio se encuentra en el rancho “Las Palmas”, el cual se ubica en el municipio de Tlahuelilpan entre las localidades de Tlahuelilpan y Munitepec en las siguientes coordenadas: 477712m E y 2225310m N a una altitud de 2086 msnm. Pertenece a las zonas que han sido irrigadas con aguas residuales desde hace 80 años (Siebe, 1994). La parcela estudiada tiene una superficie de 2.43 ha.

Se hizo un levantamiento detallado del suelo de la parcela mediante una serie de barrenaciones a lo largo y ancho de la misma con ayuda de una barrena tipo Puerckhauer para la extracción de núcleos hasta máximo 1 m de profundidad a los que se les determinó límites entre horizontes, color, textura y contenido de carbonatos. Esto se hizo con el fin de reconocer la heterogeneidad de las propiedades del suelo dentro de la parcela y de seleccionar sitios representativos para la colocación de los contenedores de resinas de intercambio iónico. Se encontró que el suelo aumentaba en profundidad hacia la parte topográficamente más baja de la parcela. Por lo anterior se seleccionó un sitio en la parte alta, otro en la media y un tercero en la parte más baja de la parcela.

En cada sitio se excavó un perfil de 1 m de ancho y 2 m de largo y una profundidad hasta el material parental, que es una toba volcánica compacta (Figura 6). En cada perfil se describieron los horizontes y se hicieron mediciones de pH, textura, pedregosidad, color, se estimó el contenido de materia orgánica, el contenido de carbonatos, la humedad, se describió la estructura, se determinó la estabilidad de agregados, porosidad, densidad aparente, profundidad, espesor, límite entre horizontes y densidad de raíces (Siebe *et al.*, 1996). Las descripciones detalladas de los perfiles se reportan en los anexos I, II y III.

6.3 Preparación de los contenedores de resinas de intercambio iónico.

Los contenedores consisten de piezas de tubo de polietileno de 10 cm de largo y 9.9 cm de diámetro. Cada contenedor se encuentra recubierto en su base por tela de nylon de apertura de malla de 0.1mm. Además, cada contenedor tiene dos perforaciones en los extremos superiores a las cuales se les amarra un hilo de nylon rojo de 1mm de grosor y entre 1.00 y 1.30m de largo, que sirve para recuperar al contenedor después de haber sido enterrado en el suelo (Figura 7).

Entrada de agua



Figura 6. Distribución de los perfiles en la parcela.



Figura 7. Contenedor de resinas con los hilos guía y la malla.

Los contenedores se rellenan con una mezcla de arena sílica y resina de intercambio iónico (relación 1:2.5 resina-arena): 50% de resina aniónica y 50% de resina catiónica. La arena

sílica está compuesta por cuarzo y tiene un tamaño promedio de grano de 2 mm. Antes de preparar la mezcla, la arena se lavó con agua desionizada marca Milipore, modelo Milli Q[®] con el propósito de eliminar partículas finas, repitiendo 5 a 6 veces hasta que el sobrenadante estuviera claro. Posteriormente la arena sílica se secó a 80°C en la estufa.

Características de las resinas:

- Son insolubles.
- Contienen más o menos 50% de humedad.
- Tienen mayor selectividad hacia los iones de mayor valencia.

La mezcla se mantuvo húmeda con agua desionizada para conservar las propiedades de la resina.

Con esta mezcla se llenaron los contenedores, teniendo precaución de no compactar y se colocaron en una hielera con un nivel de agua desionizada en el fondo de aproximadamente 1cm, para transportarlos a la parcela manteniendo a la mezcla de arena y resina hidratada por capilaridad.

6.4 Instalación de las resinas de intercambio iónico.

Se cavó el perfil de suelo hasta llegar a la toba, profundizando la calicata unos 20 cm por debajo del límite entre el horizonte AC y el horizonte mCk (toba).

Después se cavaron 4 túneles horizontales de 20 cm con una barrena, en la parte inferior de la pared del perfil (Figura 8) en el contacto con la toba, es decir debajo del límite máximo de profundidad de raíces. Se seleccionó la pared del perfil que no se había perturbado y que se ubicaba pendiente abajo.



Figura 8. Túneles excavados en la base del perfil.

Una vez excavado cada túnel, se raspó cuidadosamente con una cuchara plana la pared interior y superior del túnel para conservar la porosidad natural del suelo.

Al interior de los túneles se colocó un poco de arena sílica, con el fin de asegurar un buen contacto con la mezcla y conservar propiedades hidráulicas similares en las zonas inmediatas a cada contenedor (Figura 9).

Se instaló cada contenedor en uno de los túneles en forma vertical con el fin de captar el flujo vertical de agua y se rellenó el túnel con arena sílica.

Se colocó una barrera de plástico vertical en la pared del perfil atrás de la cual estaban los túneles con los contenedores. Esto se hizo para proteger a los contenedores de posibles flujos laterales de agua que pudieran ocurrir durante el riego en el contacto entre el suelo y la toba compactada.

Después se tapó con cuidado el perfil del suelo colocando las puntas de los hilos guía a 20 cm de la superficie cubriendo todo lo ancho y largo de la calicata excavada (Figura 9). El manejo del suelo como labranza, siembra, cosecha, etc. se puede hacer sin ninguna limitación.



Figura 9. Contenedores de resina instalados.



En la Tabla 3 se muestra el número de contenedores que se instalaron en los tres perfiles y para los dos cultivos estudiados. El tiempo de permanencia de los contenedores (Tabla 4) se decidió en función de la duración de cada ciclo de cultivo: para alfalfa éste fue de 7 meses (de enero a agosto de 2008) y para el pasto fue de 5 meses (de agosto de 2008 a enero de 2009). Pocos días después de que el agricultor había hecho el último corte de alfalfa y roturado la parcela para preparar la siembra del pasto se abrió nuevamente el perfil para recuperar los contenedores, los cuales se envolvieron en bolsas de plástico para evitar que se sequen y se transportaron inmediatamente en hieleras con hielo aproximadamente a 4° C al laboratorio para su análisis. Al mismo tiempo se instalaron nuevos contenedores los

cuales permanecieron en el sitio durante todo el cultivo de pasto. Éstos se recuperaron unos días antes del último corte del pasto en enero de 2009.

Tabla 3. Se muestra la relación de los contenedores que se instalaron en cada perfil bajo los dos cultivos.

	Alfalfa	Pasto (<i>Lolium perenne</i>)
	Contenedor	
Perfil 1	1	1
	2	2
	3	3
	4	4
Perfil 2	1	1
	2	2
	3	3
	4	--
Perfil 3	1	1
	2	2
	3	3
	4	4

Tabla 4. Tiempo de permanencia de las cajas de resinas en el rancho Las Palmas.

2008	Enero	Alfalfa <i>Medicago sativa L.</i> 
	Febrero	
	Marzo	
	Abril	
	Mayo	
	Junio	
	Julio	
	Agosto	
2009	Septiembre	Pasto <i>Lolium perenne</i> 
	Octubre	
	Noviembre	
	Diciembre	
	Enero	

6.5 Análisis de laboratorio.

Una vez en el laboratorio se volcó con cuidado el contenido de los contenedores sobre una charola, conservando intacto el núcleo. Cada núcleo se dividió en tres capas con el fin de interpretar posteriormente la dirección del flujo: una superior de 5 cm, una media de 2 cm y una inferior de 3 cm de acuerdo a lo establecido en la Patente No. 197 26 813, registrada en la República Federal de Alemania por la consultora TerrAquat (DE205918338)

(Figuras 10 y 11). La capa superior es la que supuestamente almacena los nitratos transportados por flujos verticales desde la superficie hacia la parte baja del perfil durante el tiempo que permaneció instalado el contenedor. La capa media tiene la función de indicar que durante el tiempo de permanencia del contenedor en el suelo, no se sobresaturaron las resinas de la capa superior, ni hubo ascenso de nitratos por flujos capilares desde la parte inferior del contenedor hasta la capa superficial. Por lo anterior, debe estar libre de nitratos. En la capa inferior se acumulan los nitratos que se transportan por ascenso capilar desde la parte baja del perfil hacia la superficie. Los nitratos acumulados en esta capa no se consideran en el proceso de lixiviación; sólo los nitratos acumulados en la capa superior corresponden al proceso de lixiviación.

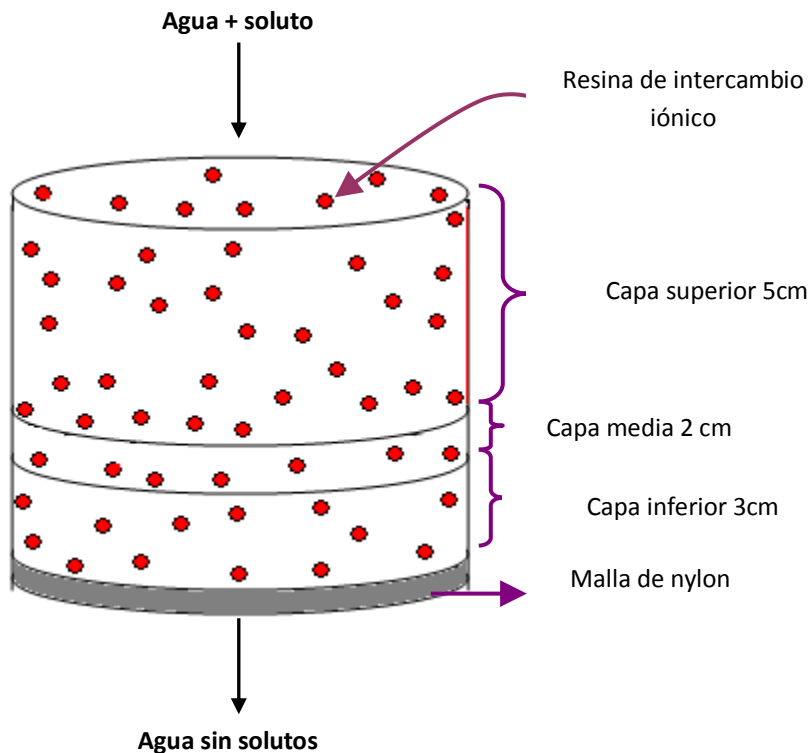


Figura 10. Esquema que muestra cómo se dividieron los núcleos de arena y resina de cada contenedor previo a su análisis.

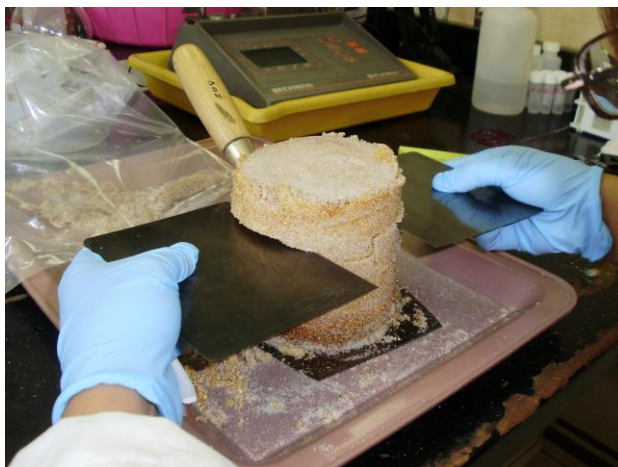


Figura 11. División del núcleo en capas.

6.6 Extracción (intercambio) de los iones adsorbidos a la resina.

Se pesaron 15 g de la mezcla de cada capa en un frasco de Nalgene® de 100 ml y se agregaron 60 ml de H₂SO₄ 0.5M para intercambiar los iones adsorbidos a la resina. Se agitó a 180 rpm por dos horas a una temperatura de 25°C. Después se filtró a través de papel Whatman # 40 y se recuperó el filtrado para la cuantificación de iones.

6.7 Cuantificación de iones.

La determinación de la concentración de los nitratos en los filtrados se realizó por cromatografía de iones de alta resolución (CLAR CI). Se utilizó una columna IC-Pak Anion HR, Waters®, con fase móvil Gluconato 1.3mM – Borato de sodio 1.3mM a pH 8.25, con un flujo de 1 mL por minuto y una temperatura de la columna de 35 °C.

Previo a la determinación de nitratos fue necesario pretratar a las muestras filtradas para reducir las altas concentraciones de SO₄²⁻ en la matriz. A 0.5 mL de muestra se le adicionaron 9.5 mL de Ba(OH)₂ 0.026M se dejaron reposar 24 horas y se filtraron con papel Millipore® de 0.22µm y se leyeron en el cromatógrafo modelo Waters 1525, Waters Detector de Conductividad al mismo tiempo se corrieron blancos.

6.8 Cálculo del balance de nitrógeno.

En el balance de nitrógeno se consideran las entradas y las salidas de la parcela de estudio en cada uno de los cultivos de alfalfa y Pasto, respectivamente. La duración del cultivo de

alfalfa fue de 7 meses en los cuales se realizaron 7 cortes y 14 riegos. El cultivo de pasto dura 5 meses, se hicieron 3 cortes y se le dieron 5 riegos.

El balance se calculó como lo muestra la siguiente ecuación:

$$N_{\text{agua_residual}} + N_{\text{precipitación_atmosférica}} + N_{\text{fijación_biológica}} = N_{\text{absorbido}} + N_{\text{lixiviado}} + N_{\text{emisiones N}_2\text{O}} + N_{\text{escorrentía}}$$

Donde:

Entradas

N agua residual

Es el nitrógeno que entra a la parcela a través del riego. Se calculó multiplicando el volumen de agua residual que entró en la parcela en uno de los riegos con las concentraciones de nitrógeno determinadas en tres muestras de agua tomadas durante el riego. La cantidad resultante se multiplicó por los 14 riegos que se le aplicaron al cultivo de alfalfa.

Para medir el volumen de agua de riego en la entrada y salida se utilizó un molinete (Figura 12), que es un medidor mecánico, que tiene una hélice que gira por el movimiento del agua en el canal, el número de revoluciones por segundo de la hélice se relaciona con la velocidad del agua (González y Mojarro, 2001).

El molinete se introduce en la corriente de agua y se mide la velocidad del agua. Además se mide el tirante de agua en una sección del canal de área conocida, y con la ecuación de continuidad, se estima el gasto:

$$Q=vA$$

Donde:

Q: caudal (m³/ s)

v: velocidad (m/s)

A: área transversal (m²)



Figura 12. Molinete.

Paralelamente se tomaron 3 muestras de agua: una al inicio del riego, otra a la mitad y una más al final. A cada una de las muestras se le determinó la concentración de nitrógeno en forma de amonio y nitratos mediante el equipo *Hach Smart Water Analysis Lab, Lamotte, Scl-05*. Además se consideró que el agua residual contiene también nitrógeno en forma de compuestos orgánicos. Al respecto SARH (1985) reporta 29.3 mg L^{-1} de nitrógeno total y 17.5 mg L^{-1} de N- NH_4^+ ; mientras que Wagner (2005) determinó que el 84% del nitrógeno total está en forma de NH_4 y el 16% en forma de nitrógeno orgánico disuelto. Con base en estas proporciones se calcularon los contenidos mínimos y máximos de nitrógeno total en el agua de riego.

N precipitación atmosférica

Es el nitrógeno que se deposita en la superficie terrestre vía depositación atmosférica. Se consideró una depositación de entre $12 \text{ y } 20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de acuerdo a lo reportado en la literatura como un intervalo global (Marschner, 1986). Para la estimación durante el cultivo de alfalfa se consideró un periodo de 7 meses y para el cultivo de *Lolium perenne* este periodo fue de 5 meses.

N fijación biológica

Es el nitrógeno incorporado al suelo durante el cultivo de alfalfa a través de la fijación biológica del nitrógeno atmosférico que realizan las bacterias *Rhizobium* que viven en simbiosis con la alfalfa. En estudios previos realizados en la zona por Wagner (2005) se determinó que la fijación de N atmosférico es de $485 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Este valor fue calculado para 7 meses que duró el cultivo de alfalfa.

Salidas

Nitrógeno absorbido

Es el nitrógeno absorbido por la biomasa vegetal producida en la parcela por medio de la actividad microbiológica y retirada con cada corte de la misma. Para su cálculo se consideró un rendimiento promedio por corte de alfalfa de 3.8 t ha^{-1} (comentario personal del agricultor de la parcela), el cual se multiplicó por 7 cortes realizados en el periodo y un contenido de nitrógeno en la masa seca de 3.9 % (Bergmann, 1986). Se estimó que la alfalfa retirada de la parcela aún contiene aproximadamente 8% de humedad, por lo que se restó esta humedad y se calculó el contenido de N en la masa seca de la alfalfa.

El rendimiento de pasto se estimó en 7 t ha^{-1} corte. Este valor se obtuvo tomando varias muestras en 0.25 m^2 a lo largo de la parcela (12 sitios en total). Las muestras se lavaron con agua desionizada y se secaron a 65°C en una estufa modelo Gallenkamp hasta mantener peso constante en el laboratorio, se pesaron y la masa obtenida en el promedio de las 12 muestras se extrapola a una hectárea. El rendimiento en masa seca se multiplicó por 3 cortes para obtener el rendimiento total y éste a su vez se multiplicó por el contenido de nitrógeno de 3.02% en masa seca que es el promedio determinado con un autoanalizador de CN (Perkin Elmer 2400 serie II) en las 12 muestras colectadas durante uno de los cortes.

N lixiviado

Se refiere al N lixiviado en forma de NO_3^- a mayor profundidad que la profundidad máxima de raíces. Se estimó a través del promedio de las concentraciones de nitrato acumuladas en los diferentes contenedores de resina enterrados en los diferentes perfiles bajo el cultivo de alfalfa (12 muestras) como para el cultivo de pasto (11 muestras).

N emisiones

Las emisiones de N_2O se obtuvieron del trabajo de González (en proceso), quien se encuentra realizando una tesis doctoral sobre las emisiones de gases con efecto invernadero a partir de parcelas regadas con aguas residuales en el Valle del Mezquital. Ella determinó las emisiones de N_2O con cámaras cerradas en la parcela bajo estudio, tanto en el ciclo de cultivo de alfalfa, como en el ciclo de cultivo de pasto.

N escorrentía

Es el nitrógeno que sale de la parcela con el escurrimiento superficial al final de cada riego. Se estimó durante un riego bajo alfalfa y otro bajo pasto analizando tres muestras de agua en la salida de la parcela y midiendo el caudal de salida con un flujómetro (Informe Curso Monitoreo Ambiental 2008 y 2009). Ver anexos XII y XIII.

7 Resultados

7.1 Lixiviación de nitratos bajo el cultivo de alfalfa

En las figuras 13, 14 y 15 se muestran los contenidos de nitrato acumulados en las diversas capas en los contenedores de resina enterrados bajo el cultivo de alfalfa (Anexo IV) que duró 7 meses, durante los cuales se aplicaron 14 riegos y se le realizaron 7 cortes.

En los cuatro contenedores del perfil 1 se encontró mayor concentración en la capa superior seguida de la capa media y las menores en la capa inferior (Figura 13). La distribución de las concentraciones de nitrato en los contenedores 1 y 2 permiten inferir sin duda alguna, que los nitratos llegaron a ellos por flujos verticales, dado que la capa superior contiene la mayor concentración de nitratos, mientras que la capa media no presenta prácticamente nitratos. La capa inferior presenta una baja concentración de nitratos, la cual se deduce entró por ascenso capilar. Se puede excluir la posibilidad de que los nitratos llegaran a la capa inferior por sobresaturación de la capa superior, dado que en la capa intermedia no se encontraron nitratos.

En los contenedores 3 y 4 es más difícil interpretar la dirección del flujo, dado que las tres capas contienen nitratos. En la caja 3, dado que la concentración de nitratos en la capa inferior es muy baja, se puede asumir que el flujo dominante fue vertical. Sin embargo, no queda claro por qué los nitratos se movieron hasta la capa intermedia, dado que aún no se saturaba la capacidad de intercambio catiónico de la resina, la cual es de por lo menos 200 kg N-NO₃ ha⁻¹. Una posibilidad es que no sólo nitratos, sino también cloruros y en menor medida sulfatos se estén lixiviando y se haya rebasado la capacidad de sorción de la capa superior. Otro factor es que la mezcla de la resina con la arena no haya estado suficientemente homogénea, y se haya propiciado un flujo preferencial, el cual llegó a contaminar a la capa intermedia.

En el perfil 1 los datos indican que hubo una lixiviación en un rango de 46.1 a 167.5 kg N-NO₃ ha⁻¹, la cual se calculó a partir de los nitratos acumulados en la capa superior de cada contenedor. Los valores más bajos se observan en los contenedores 1 y 2, y el más alto en el contenedor 4.

En el perfil 2 la lixiviación acumulada en los cuatro contenedores se encontró en un rango de 84 – 170.8 kg N-NO₃ ha⁻¹ considerando sólo la capa superior. En los contenedores 1 y 2 se encontraron nitratos en todas las capas (Figura 14); las concentraciones en la capa inferior e intermedia son considerables, por lo que se asume que en este perfil se formó una lámina de agua subsuperficial en el contacto con la toba, por lo cual entró no sólo agua y iones por capilaridad sino incluso por flujo lateral. La misma situación se encuentra en el contenedor 2.

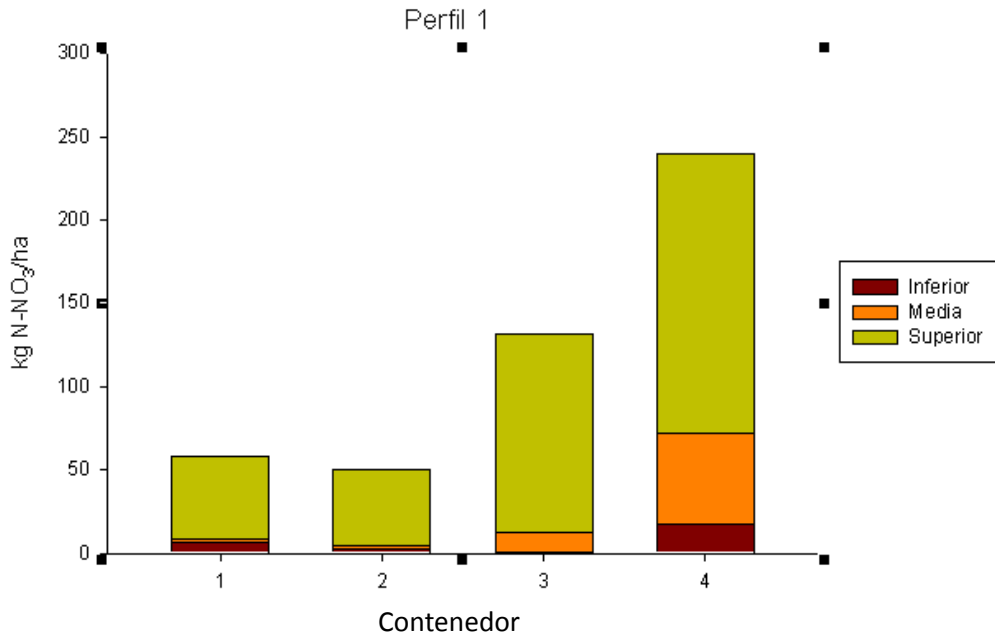


Figura 13. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 1 bajo alfalfa.

En la capa superior del contenedor 3 la concentración de nitrato es de 94.6 kg N- NO₃ ha⁻¹ mientras que en la capa media e inferior los valores son de 6.8 y 5.9 kg N-NO₃ ha⁻¹ respectivamente. El contenedor 4 presentó nitrógeno en la capa superior e inferior con valores de 170.8 y 73.9 kg N- NO₃ ha⁻¹, en la capa media se encontró un valor de 8.5 kg N-NO₃ ha⁻¹. Los contenedores 3 y 4 presentaron un comportamiento que permite asumir un flujo vertical. En la capa inferior del contenedor 4 sí se presentaron altas concentraciones, pero dado que la capa intermedia no las tiene, podemos separar los flujos verticales de los laterales y/o capilares.

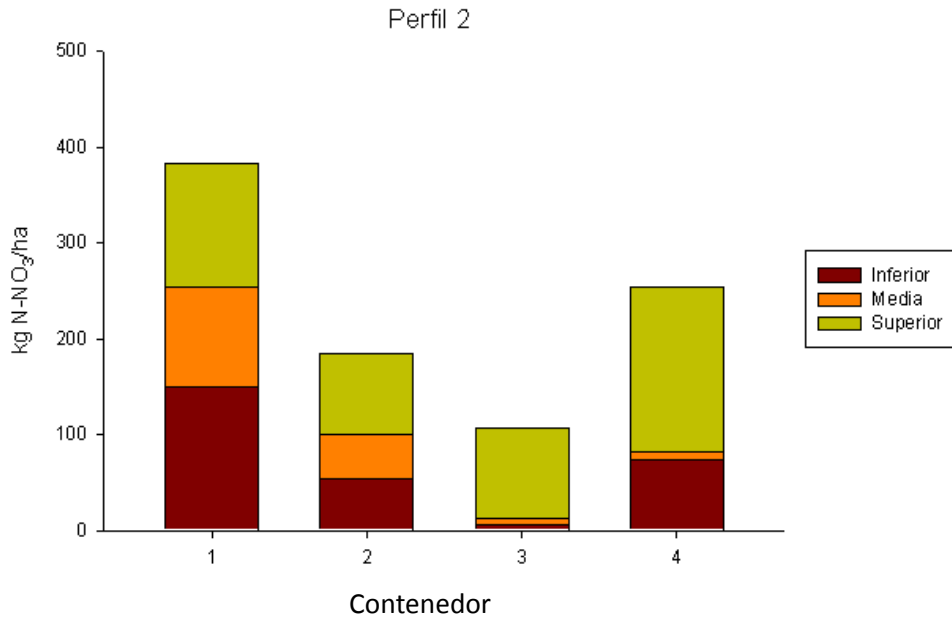


Figura 14. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 2 bajo alfalfa.

En el perfil 3 el nitrato presente en las capas superiores de los 4 contenedores varía entre 61.1 y 192.1 kg N-NO₃ ha⁻¹. Los 4 contenedores presentan grandes cantidades de N- NO₃ tanto en la capa inferior, como en la intermedia, indicando dominancia de flujos laterales y por ascenso capilar (Figura 15).

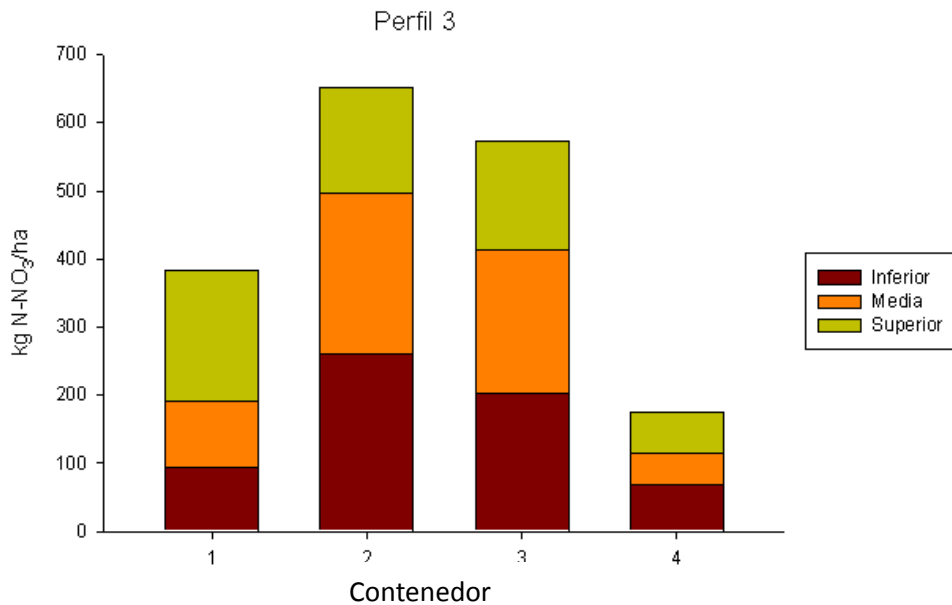


Figura 15. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 3 bajo alfalfa.

Comparando los tres perfiles bajo alfalfa los valores más altos de acumulación de nitrógeno en forma de nitrato se encontraron en el perfil 3 (142.55 kg N- NO₃ ha⁻¹), seguido del perfil 2 (119.45 kg N- NO₃ ha⁻¹) y el perfil 1 (95.7 kg N- NO₃ ha⁻¹), ver Tabla 5. Se nota una gran variabilidad entre el nitrógeno acumulado en los diferentes contenedores de cada perfil, la cual se expresó aquí en forma del coeficiente de variación (CV). El CV se calcula de la siguiente forma:

$$CV (\%) = 100 (\text{desviación estándar} / \text{media aritmética})$$

El CV varía entre 32.8 y 61.3%, y el CV calculado para todos los contenedores colocados en la parcela fue de 43%.

Tabla 5. Comparación de la lixiviación de nitrógeno en forma de nitrato en kg ha⁻¹ de los tres perfiles bajo alfalfa.

Perfil	Promedio*	Promedio **	CV (%)***
P1	95.7	47.8	61.3
P2	119.45	132.7	32.8
P3	142.55		39.7

*Promedio de todas las capas superiores de los contenedores de resinas (kg N-NO₃ ha⁻¹).

**Promedio sólo considerando contenedores cuya capa media está libre de NO₃⁻ (kg N-NO₃ ha⁻¹).

***Coeficiente de variación

7.2 Lixiviación de nitratos bajo cultivo de Pasto *Lolium perenne*.

Las figuras 16, 17 y 18 representan los contenidos de N-NO₃ acumulados en los contenedores de resina enterrados bajo el cultivo de pasto que duró 5 meses, en los cuales se hicieron 3 cortes y se proporcionaron 5 riegos (Anexo V).

En el perfil 1 (Figura 16) la lixiviación de nitrógeno en forma de nitrato acumulada en la capa superior es de entre 16.6 y 199.1 kg N-NO₃ ha⁻¹. En los cuatro contenedores la concentración de nitratos en la capa superior es mayor que en las capas media e inferiores, indicando una predominancia de flujos verticales. En los contenedores 1 y 2 la concentración en la capa media es mayor que las de los contenedores 3 y 4, lo cual puede atribuirse a una superación de la capacidad de sorción de la capa superior, o a flujos preferenciales provocados por una mezcla heterogénea de arena y resina. Los contenedores 3 y 4 presentan una clara dominancia de flujos verticales; también hay un aporte por flujos capilares y/o laterales, pero éstos se pueden separar del aporte vertical, dado que la capa intermedia no fue afectada.

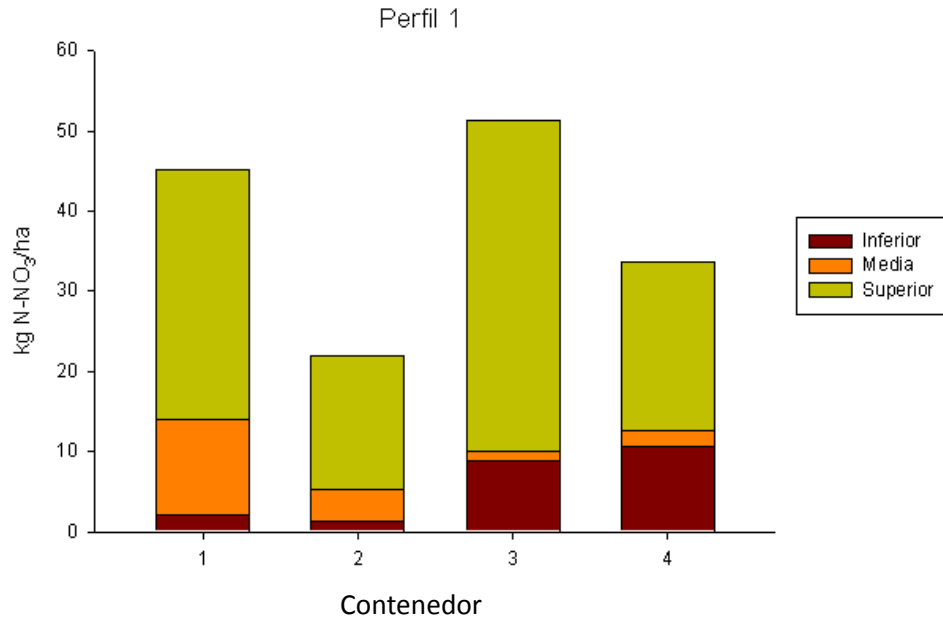


Figura 16. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 1 bajo pasto (*Lolium perenne*).

En el perfil 2 (Figura 17) el nitrógeno en forma de nitrato presente en la capa superior varía entre 21.7 y 32.7 kg N-NO₃ ha⁻¹. En el contenedor 1 las concentraciones de nitrato son similares en todas las capas, por lo cual no es posible separar los distintos flujos. En los contenedores 2 y 3 las concentraciones de la capa superior son claramente mayores que las de las capas medias.

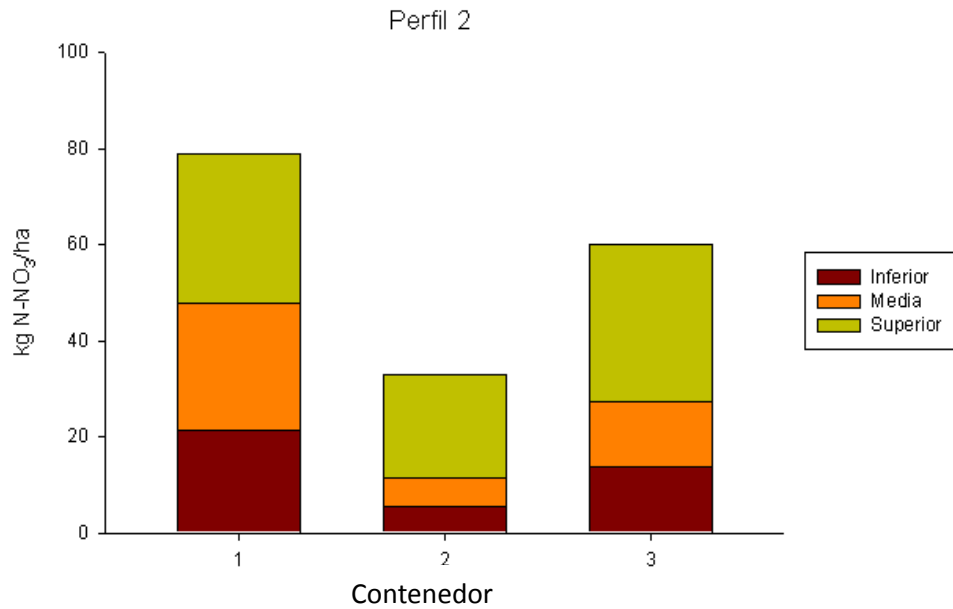


Figura 17. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 2 bajo pasto (*Lolium perenne*).

En el perfil 3 (Figura 18) la concentración de nitrógeno en forma de nitrato en la capa superior varía entre 111.0 y 199.1 kg N-NO₃ ha⁻¹. Los 4 contenedores en este perfil presentan la mayor concentración de nitratos en la capa superior seguidas de la capa inferior y por último en la capa media.

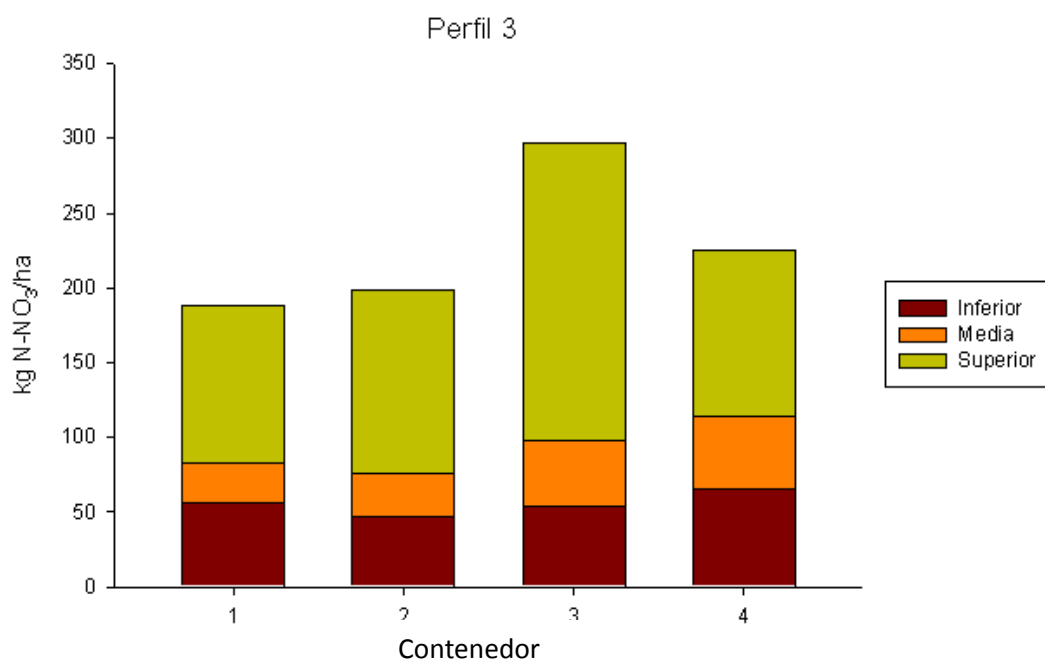


Figura 18. Distribución del nitrógeno en forma de nitrato acumulado en las tres capas de los contenedores enterrados en el perfil 3 bajo pasto (*Lolium perenne*).

Al comparar las concentraciones de nitrógeno en forma de nitrato de los tres perfiles bajo *Lolium perenne* se encuentra nuevamente una mayor lixiviación en el perfil 3 (134.5 kg N-NO₃ ha⁻¹), seguido del perfil 2 (27.2 kg N-NO₃ ha⁻¹) y por último el perfil 1 (27.4 kg N-NO₃ ha⁻¹) (Tabla 6). Nuevamente se observa una gran variación entre contenedores de un mismo perfil, expresada a través de CV de 21 a 40%. El CV calculado para todos los contenedores de la parcela fue de 88.8 %.

Tabla 6. Lixiviación de nitratos en los tres perfiles bajo el cultivo de *Lolium perenne*.

Perfil	Promedio*	Promedio**	CV (%)
1	27.5	31.1	40.0
2	28.5	21.7	20.9
3	134.5		32.4

*Promedio de capas superiores de los contenedores de resinas (kg N-NO₃ ha⁻¹).

**Promedio con contenedores cuya capa media esté libre de NO₃⁻ (kg N-NO₃ ha⁻¹).

7.3 Balance de nitrógeno

7.3.1 Balance de nitrógeno en alfalfa en el ciclo primavera-verano.

El balance de nitrógeno se calculó con la suma de las entradas menos la suma de las salidas, para cada cultivo. En la tabla 7 se presentan los cálculos para el cultivo de alfalfa. Se muestra un valor promedio y un rango con los valores mínimos y máximos para cada entrada y salida considerada.

La lixiviación de nitrato de la parcela (tabla 7) se calculó por un lado considerando el promedio de los datos de la capa superficial de todos los contenedores, y por otro lado sin considerar los datos del perfil 3 y de los contenedores 1 y 2 del perfil 1 y los contenedores 3 y 4 del perfil 2, dado que en todos éstos la capa intermedia contuvo concentraciones de nitrato. Esto se hizo dado que hay incertidumbre en ellos, ya que aparentemente hay una importante aportación de nitratos causada por flujos subsuperficiales laterales. Lo anterior significa que probablemente en el primer caso se está sobreestimando la lixiviación de nitratos, mientras que en el segundo, ésta puede estar subestimada, dado que aquí no se pudieron separar los flujos laterales y por ascenso capilar de los flujos verticales.

En las entradas la cantidad de nitrógeno aportada por el riego con agua residual representa el 72%, seguido de la fijación biológica 27%; la precipitación atmosférica sólo aporta el 1% del nitrógeno de la entrada. En las salidas la absorción por el cultivo representa un 83%, el agua de escorrentía un 7.8%, la lixiviación de nitratos un 9% y las pérdidas por emisiones fueron insignificantes, menores a 1%.

Para el cultivo de alfalfa la suma de las entradas promedio es de 940 kg N ha^{-1} y la de las salidas de $1157 \text{ kg N ha}^{-1}$, dando un balance negativo de 217 kg N ha^{-1} (tabla 7). En la misma tabla se muestra el rango entre los valores mínimos y máximos, y se observa una gran variabilidad del nitrógeno aportado por el agua de riego y en el nitrógeno absorbido por los cultivos. Esta gran variabilidad se debe a que tanto las concentraciones de N en el agua son muy heterogéneas en el tiempo (en un mismo riego), y a que también el contenido de nitrógeno en la alfalfa considerado para el cálculo fue muy variable (3.5 a 5%, según Bergmann, 1986). Dadas estas incertidumbres tanto en los datos de entrada como de salida, resulta claro que el balance no está en equilibrio. No obstante resulta de interés relacionar la cantidad de nitrógeno lixiviada (108 kg) con la cantidad de nitrógeno aportada por el agua de riego (679 kg), lo cual indica que en promedio el 16% del nitrógeno aplicado con el agua se lixivía. Los escenarios extremos (calculados a partir de los valores mínimos y máximos) indican que del 10 al 29% del nitrógeno aplicado se lixivía de la zona principal de raíces.

Tabla 7. Balance de nitrógeno calculado para el cultivo de alfalfa en kg N ha⁻¹.

Entradas *	Promedio	Rango
N total en agua de riego	679	412 - 946
Precipitación atmosférica	9	7 - 12
Fijación biológica	252	181 - 323
Suma de entradas	940	600 - 1280
Salidas *		
N absorbido por el cultivo	958	789 – 1127
Lixiviación acumulados en contenedores:		
a) Todos los contenedores	108	96 – 119
b) Contenedores flujo vertical únicamente	90	46-171
Emisiones	0.023	0.004- 0.042
Salida de escurrimiento superficial	91	78 – 113
Suma de salidas	1157	963 – 1359
Balance de nitrógeno	-217	-79 a -363

* Para consultar las fuentes de los valores utilizados, ver sección de materiales y métodos pág. 32-36.

7.3.2 Balance de nitrógeno calculado para el cultivo de *pasto*.

En la tabla 8 se muestran los promedios de los cálculos del balance de *pasto* con máximos y mínimos para cada variable.

Las entradas de nitrógeno en el cultivo fueron de 384 kg N ha⁻¹ en donde el nitrógeno aportado por el agua residual es de 98% mientras que la precipitación atmosférica sólo representa el 2%. Las salidas de nitrógeno son de 781 kg N ha⁻¹, están representadas principalmente por la absorción del cultivo con un 85%, la lixiviación con 9%, el nitrógeno en el agua de escorrentía con 7% y las emisiones a la atmósfera son insignificantes.

El balance nuevamente es negativo de -397 en promedio con un rango de -395 a -649 kg N ha⁻¹.

Al igual que el balance de alfalfa, para el cálculo de la lixiviación de nitratos, se tomaron en cuenta todos los valores de la capa superficial de los contenedores de resinas y con ellos se hizo un promedio general y otro en el que sólo se tomaron en cuenta los valores de los contenedores 3 y 4 del perfil 1 y el contenedor 2 del perfil 2, ya que también encontramos evidencias de que la capa intermedia contiene nitratos y no se pueden separar los flujos verticales de los capilares.

El nitrógeno lixiviado es de 68 kg, lo cual en promedio representa el 18% del nitrógeno aplicado con el riego, con un rango de 13 a 31%.

Tabla 8. Balance de Nitrógeno de *Lolium perenne* en kg N ha⁻¹

Entradas *	Promedio	Rango
N total en agua de riego	377	229-525
Precipitación atmosférica	7	5 - 8
Suma de entradas	384	234-534
Salidas *		
Rendimiento	660	276-1050
Lixiviación acumulada		
a) en todos los contenedores	68	67-70
b) Contenedores flujo vertical únicamente	70	17 - 199
Emisiones	0.03	0.005-0.056
Salida de escurrimiento superficial	51	43-63
Suma de salidas	781	385-1182
Balance de nitrógeno	-397	-649 a -395

* Para consultar las fuentes de los valores utilizados, ver sección de materiales y métodos pág. 32-36.

8.- DISCUSIÓN DE RESULTADOS.

8.1 Lixiviación de NO₃⁻

La pérdida de nitrógeno por lixiviación cuantificada bajo alfalfa fue de 90 kg N-NO₃ ha⁻¹. Este valor sólo es el promedio de los perfiles 1 y 2, dado que en el perfil 3 no se pudo distinguir claramente el flujo vertical del lateral o por ascenso capilar (Ver anexos VI, VII y VIII). Si se consideran también los datos obtenidos de las capas superficiales de los contenedores enterrados en el perfil 3, entonces la lixiviación promedio sería de 108 kg N-NO₃ ha⁻¹ (Tabla 9). La lixiviación cuantificada bajo pasto es de 70 kg N-NO₃ ha⁻¹ tomando en cuenta sólo los contenedores que mostraron únicamente flujo vertical (Ver anexos IX, X y XI); si se consideran las capas superficiales de todos los contenedores enterrados, la lixiviación fue de 68 kg N-NO₃ ha⁻¹ (Tabla 9).

En ambos cultivos la lixiviación más baja se registró en el perfil 1 (Tabla 9). Esto puede deberse a que el perfil se localiza cerca de la entrada de agua a la parcela y el agua que llega a este sitio contiene nitrógeno predominantemente en forma de NH₄⁺, dado que la distancia es corta y no ocurre una oxigenación suficiente para que ocurra el proceso de nitrificación. Los valores de lixiviación de nitratos más altos se encontraron en el perfil 3, lo cual posiblemente se deba a que el nitrógeno del agua de riego se ha transformado a nitrato en el trayecto del agua a lo largo de la parcela. Este sitio recibe un aporte importante de los flujos laterales subsuperficiales, dado que se encuentra topográficamente en la parte más baja de la parcela. Esto último puede llevar a una sobreestimación de la lixiviación en este sitio.

Tabla 9. Promedio de la lixiviación de NO₃⁻ acumulada en la capa superior durante los cultivos de alfalfa (*Medicago sativa* L.) y de pasto (*Lolium perenne*).

	Alfalfa		Pasto	
	kg N-NO ₃ ha ⁻¹			
Perfil 1	71.7	95.7*	27.4	27.5*
Perfil 2	132.7	119.4*	27.2	28.5*
Perfil 3	-----	119.2*	134.5	134.5*

* Promedio de lixiviación incluyendo las cajas que se descartaron por presentar nitrato en capa intermedia.

Los valores más altos de lixiviación de N- NO₃ se observaron en el cultivo bajo alfalfa, lo cual se puede atribuir a que este cultivo incorpora más nitrógeno susceptible a lixiviar, por ser una planta fijadora de nitrógeno. Además, el número de riegos y tiempo de permanencia de los contenedores fue mayor. El pasto permaneció menos tiempo y sus

necesidades de agua son menores que los de la alfalfa; al pasto sólo se le riega mensualmente, mientras que la alfalfa se riega cada quince días en los meses más secos.

Se observó una gran variabilidad en la lixiviación de nitratos registrada entre los distintos contenedores. El coeficiente de variación entre mediciones de la lixiviación de NO_3^- en cada contenedor en el cultivo de alfalfa fue de 32.8 -61.3 % y en el cultivo de *Lolium perenne* de 20.9 a 40%. Estos valores altos de variación se deben a la presencia localizada de flujos preferenciales, mismos que sólo algunos contenedores llegan a captar. Los relativamente altos coeficientes de variación indican que si se quiere estimar la media de la lixiviación en forma confiable, es importante colocar un número grande de contenedores por parcela, o bien incrementar la superficie de los contenedores. Esto último no es muy recomendable, ya que ello igualmente puede llevar a un efecto de embudo en el suelo, el cual llevaría a una sobreestimación del flujo. W. Bischoff, quien patentó este método, obtuvo coeficientes de variación incluso mayores a los aquí observados (entre 80 y 135%) a escala de parcela (Bischoff, 2007), lo que indica que la parcela estudiada tiene un comportamiento relativamente homogéneo.

Al comparar los resultados de la lixiviación de NO_3^- obtenidos con los contenedores de resinas en este estudio con los descritos en la literatura (Tabla 10), se puede observar que los valores medidos son parecidos a los reportados en cultivos intensivos como hortalizas fertilizadas con agroquímicos, y los obtenidos mediante lisímetros en campos experimentales (Tabla 10).

Tabla 10. Comparación de lixiviación de NO_3^- medida con distintos métodos y bajo diferentes coberturas.

Cultivos	Media $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	Rango $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	Método
Bosque **	5.2	1 - 9.4	
Pastizal inducido **	8.5	5 - 12	
		50 - 150	Lisímetros en campos experimentales
Cultivo fertilizado con 50 a 150 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ **	100		
Hortalizas *	120		
Agricultura *	43		
Forestal *	8		
	83	10 - 190	Lisímetros
<u>Este estudio:</u>			
Alfalfa todos los contenedores	185***	165 - 204	Contenedores
Alfalfa flujo vertical	155***	79 - 293	Contenedores
Pasto todos los contenedores	163***	161 - 168	Contenedores
Pasto flujo vertical	168***	41 - 477.6	Contenedores

*Datos reportados por Bischoff, 2007. Determinación realizada con contenedores.

**DVWK, 1985, citado por Blume, 1990.

*** Datos de este estudio extrapolados a un año.

Considerando la gran cantidad de N aplicado con el riego, la lixiviación es relativamente baja, ya que sólo es de 16 % bajo el cultivo de alfalfa y 18% en pasto. En campos de cultivo en los que se aplica fertilizante químico, en la literatura normalmente se reportan eficiencias del fertilizante menores al 50%.

En la tabla 11 se muestra la lixiviación de NO_3^- cuando se usa fertilizante y diferentes dosis de biosólidos; en ambos casos se lixivía el 3%, tanto aplicando fertilizante como biosólidos.

Tabla 11. Comparación de lixiviación de NO_3^- aplicando fertilizante y biosólidos (Daniels y Greg, 2007).

	Total de N aplicado kg ha ⁻¹	N lixiviado	% lixiviado
Fertilizante	269	7.6	2.83
Biosólido	626	19.2	3
Biosólido	1252	37.4	2.98

En el ejemplo citado el sistema es eficiente porque el nitrógeno aportado se convierte a biomasa y las pérdidas por lixiviación representan sólo el 16 al 18% en comparación con lo reportado por la literatura que es de 50% de pérdidas (Hydro Agri Dülmen, 1993).

A la alfalfa normalmente se le aplica muy poco fertilizante; generalmente de 20 a 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Hannaway *et al.*, 1992), y al pasto las recomendaciones son de 80 a 120 y máximo 300 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Hydro Agri Dülmen, 1993).

En el curso de monitoreo ambiental del 2008-2009 se determinó la lixiviación de NO_3^- mediante cápsulas de succión, instaladas a diferentes profundidades en perfiles localizados en la entrada del agua de la parcela, en la parte central y en la salida del agua. Las concentraciones promedio de nitrato determinadas en cada perfil y multiplicadas por los flujos verticales y laterales que salen de la parcela se describen en las tablas 12 y 13.

Al comparar estos valores con los de los contenedores de resinas, se observa que ambos métodos detectan mayor lixiviación en el perfil 3 para los dos cultivos, y el método de cápsulas de succión detecta una mayor lixiviación comparado con el método de llos contenedores de resinas. Para el perfil 1 y 2 los CV son mayores en los contenedores de resinas, mientras que en el perfil 3 con alfalfa el CV es mayor con las cápsulas de succión.

Tabla 12. Comparación entre la lixiviación determinada mediante los contenedores y mediante cápsulas de succión en alfalfa.

Perfil	Promedio Contenedores (kg ha ⁻¹)	CV (%)	Promedio Cápsulas de succión (kg ha ⁻¹)	CV (%)
P1	95.7	61.3	19	0.9
P2	119.45	32.8	14	7.2
P3	142.55	39.7	1220	93.7

Tabla 13. Comparación entre la lixiviación determinada mediante los contenedores y mediante cápsulas de succión en pasto.

Perfil	Promedio Contenedores	CV (%)	Promedio Cápsulas de succión	CV (%)
1	27.5	40.0	14	0.9
2	28.5	20.9	9.7	7.2
3	134.5	32.4	871	26.3

8.2 Riesgo de contaminación del acuífero

La lixiviación determinada con los contenedores de resina por debajo de la zona de raíces de alfalfa es de 108 kg N ha⁻¹, en el caso del pasto fue de 68 kg N ha⁻¹. En el curso de monitoreo ambiental se determinaron concentraciones de nitrato en la solución del suelo de entre 0.8 a 887.1 mg/L, mientras que en el acuífero se midieron concentraciones en un rango de 17.4 a 23.1 mg/L de NO₃⁻ (Curso de Monitoreo Ambiental, 2009).

En la literatura se reportan concentraciones de nitrato en el acuífero entre 60 y 97 mg/L (Jiménez y Chavez, 2004). De acuerdo con las concentraciones medidas en la solución del suelo, las que se encuentran en el acuífero superficial resultan bajas, más aún si se considera que el acuífero superficial se recarga en más del 90% del riego con agua residual (British Geological Survey, 1998).

La dilución por agua de lluvia infiltrada es poca comparada con el gran aporte proveniente del agua residual. Por lo anterior es posible que parte del nitrato lixiviado de la zona radicular del suelo se desnitrifique en la zona vadosa, que es donde hay condiciones reductoras que pueden favorecer este proceso. Lo anterior significaría que el sistema tiene un cierto potencial de autopurificación. Sin embargo, estos procesos no son suficientes para reducir la concentración de nitrato en el acuífero superficial por debajo de los umbrales considerados en la legislación para uso del agua como fuente de agua potable. Lo anterior hace necesario reducir los aportes de nitrógeno a través del agua de riego.

9 Conclusiones

- La lixiviación de nitrógeno cuantificada bajo alfalfa en los contenedores de resina fue de 90 a 108 kg N-NO₃ ha⁻¹. La cuantificación del nitrógeno lixiviado en el cultivo de *Lolium perenne* (pasto) en los contenedores de flujo vertical fue de 68 a 70 kg N-NO₃ ha⁻¹.
- Estos datos son equiparables a lo reportado por Bischoff (2007) en cultivos intensivos fertilizados con dosis altas de nitrógeno en la literatura.
- Se encontró mayor lixiviación bajo el cultivo de alfalfa, por el tiempo de permanencia del cultivo y número de riegos que fueron mayores, además de ser una planta fijadora de nitrógeno.
- Los balances de nitrógeno calculados para ambos cultivos muestran que la eficiencia del nitrógeno aportado por el riego es mayor en este sistema de cultivo que en cultivos fertilizados con agroquímicos. Sin embargo, entre el 16 y el 18% del nitrógeno aplicado a través del riego se pierde por lixiviación de nitratos, los cuales pueden contaminar el acuífero y poner en riesgo su uso para fuente de agua potable.
- La comparación entre las concentraciones de nitrato medidas en la solución del suelo y las reportadas en el acuífero, indican que una parte del nitrato que sale de la zona de raíces es desnitrificado en el trayecto al acuífero superficial. Este proceso merece ser estudiado con mayor detalle para estimar el potencial de autopurificación del sistema.

10. Recomendaciones.

Los resultados obtenidos indican que entre el 16 y el 18% del nitrógeno aplicado con el riego se lixivia en forma de nitratos. Para evitar esta fuente de contaminación del acuífero es necesario empatar las demandas de nitrógeno de los cultivos con los aportes de nitrógeno a través del agua residual. Esto se puede lograr dando un tratamiento primario a las aguas residuales, con lo cual se reducirían las concentraciones de nitrógeno.

Para evaluar mejor el balance de nitrógeno es indispensable monitorear cada riego que se realice en el tiempo de permanencia de las resinas, para tener la concentración de nitrógeno en cada riego y así aumentar la exactitud del balance. Además hay que cuantificar el rendimiento en cada corte que se le hace a los cultivos en el tiempo de permanencia de las resinas, debido a que esta variable es la que representa mayor incertidumbre dentro de las salidas.

Para mejorar la cuantificación de la lixiviación de nitratos usando los contenedores de resinas es recomendable enterrar un mayor número de contenedores por parcela. Además se recomienda enterrar los contenedores a una profundidad intermedia, para que no sean afectados por los flujos laterales.

11.- Bibliografía.

- Anderson, L 1999. Diccionario de medicina. Ed. Océano. Barcelona, España.
- Bayley W.P. 1966. Methemoglobinemia-acute nitrate poisoning in infants: secons report. J.Am. Osteopath. Assoc., No. 66 pp 431-434.
- Bergmann W, 1986. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Visuelle und analytische Diagnose. VEB Gustav Fisher Verlag Jena.
- Bischoff, W. A. 2007. Development and Applications of the self-integrating Accumulators: A Method to quantify the Leaching Losses of Environmentally Relevant Substances. Tesis Doctoral Facultad VI, Universidad Técnica de Berlín. 184 pp.
- Bouwman, A. F., G. y Van Drecht. 2005. "Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans." Global Biogeochemical Cycles 19: 1-14.
- Bremner, J. M. y D. R. Keney. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Anal. Chin. Acta 32: 485-495.
- British Geological Survey, 1998. Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley. Hidalgo State, México. En Final Report, British Geological Survey.
- Buckman, H. y Brady, N. 1991. Naturaleza y propiedades de los suelos. Ed. Limusa. 4ª Edición. México.
- Castellanos, J. y Peña-Cabriales, J. 1990. Los nitratos provenientes de la agricultura. Una fuente de contaminación de los acuíferos. Terra. Vol. 8 No. 1.
- Cheng, W., Tsuruta, H., Chen, G., Yagi, K. 2004. N₂O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. Soil, Biology and Biochemistry, 36:953-963.
- Collison, S.E. and J.E. Mesching. 1930. Lysimeter investigations: Nitrogen and water relations of crops in legume and monlegume rorations. New York (Geneva) State Agr. Exp. Sta. Tech. Bull. 166.
- Comité de Estudio de la Acumulación de Nitratos. 1972. Acumulación of Nitrate. Washington. D.C., Academia Nacional de Ciencias. pp. 48.
- Cruz-Campa, S. 1965. Rehabilitación Integral del Distrito de Riego 03, Tula, Hgo. Tesis Profesional, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México.

- Daniels, W. Lee, and Greg Evanylo. 2007. Predicting and Managing Nitrate -N Leaching from Biosolids Applied to Sand & Gravel Mined Lands. CSREES National Water Quality Conference Symposium, forthcoming.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. Lunes, 15 Agosto
- Doménech. X. 1993. Química Ambiental. El impacto ambiental de los residuos. Miraguano Ediciones, Madrid, España.
- Domínguez, R., 2001. El sistema principal de drenaje del Área Metropolitana del Valle de México. Series del Instituto de Ingeniería. CI-22. 34p.
- Duffus H.J, 1983. Toxicología ambiental. Ediciones Omega, S.A, Barcelona. Pg. 67-68.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2001. Non-CO₂ Greenhouse gas emissions from developed countries, 1990-2010. Disponible: <http://www.epa.gov/methane/pdfs/fulldocumentofdeveloped.pdf>.
- Esteller, María V. 2000. Reutilización de aguas residuales en México. Sequía en un mundo de agua. Costa Rica. Piriguazú Ediciones. Disponible: <http://www.tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/sequia/cap14.html>
- FAO, 1981. Riego y drenaje. Contaminación de las aguas subterráneas. Tecnología. Economía y gestión. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma; Italia.
- Fernandez, R. y Leiva, Ma. J., 2003. Ecología para la agricultura. Ed. Mundi-Prensa, México.
- IV Foro Mundial del Agua 17 de marzo de 2006. Manejo de las Aguas Residuales para el Combate a la Pobreza en las Grandes Ciudades. México 2006. El caso de la Ciudad de México. CONAGUA.
- Foster, S., 2001. Groundwater recharge with urban wastewater reconciling resource recovery and pollution concerns in developing nations, ponencia presentada en *Experts Meeting on Health Risks in Aquifer Recharge by Reclaimed Water*, 9-10 noviembre 2001, en Budapest, Hungary, sponsored by WHO.
- Garza Almanza, Victoriano, 2000. Reúso agrícola de las aguas residuales (en línea) Salud Publica y Nutrición Vol. 1 No. 3. Disponible: www.respyn.uanl.mx

- González, L., 1968. Tipos de Vegetación del Valle del Mezquital, *Paleoecología* 2, Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, 53 p.
- González, E. E. y Mojarro, F. 2001. Medidor de flujo de agua para canales de riego. 5ª Jornadas de Investigación Universidad Autónoma de Zacatecas.
Disponible: <http://www.ciu.reduaz.mx/investigacion/Ingenieria/PDF/TI01.pdf>
- Goulding, K.W.T. and Webster, C.P. 1992. Methods for measuring nitrate leaching. In: *Nitrate and Farming Systems. Aspects of Applied Biology* 30: 63-69.
- Hannaway. D.B, Shuler P.E, Bohle M, Dovel R. and Ballerstedt P.J, 1992. Applying Nitrogen Fertilizer to Alfalfa. FS 319.
- Hydro Agri Dülmen 1993. Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Hydro Agri Dülmen, GmbH, 12. Edición revisada y ampliada. Verlagsunion Agrar, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, BLV Verlagsgesellschaft München, DLG-Verlag Frankfurt-Main, Österreichischer Agrarverlag Wien, Bugra Suisse Wabern-Bern. 618 págs.
- Informe final del Curso de Campo de Monitoreo Ambiental. 2008 y 2009. Instituto de Geología, UNAM.
- Jiménez B. 2004. Chapter 12.3 El Mezquital, Mexico: The biggest irrigation district .0that uses wastewater, in *Water Reuse for irrigation: Agriculture, Landscape and turf grass*. Lazarova and Bahri editors. Editorial CRC Press, 456 pp ISBN 156 670 6491.
- Jiménez, B, J. A. Barrios y C. Cruickshank, 2003. Evaluation of a wastewater recharged aquifer as a source of water supply. 11th Biennial symposium of groundwater recharge. Arizona. Hidrological Society. Arizona Department of Water Resources. Salt River Proje. U. S. Water Conservation Laboratory of USDA- ARS. Memorias en disco. Jiménez. Tempe. Arizona. USA.
- Jiménez et al. 2005. El reúso intencional y no intencional del agua en el Valle de Tula. *El agua en México vista desde la Academia*. Academia Mexicana de Ciencias. Disponible: <http://www.amc.unam.mx>
- Jimenez, B. y Chávez, A. 2004. Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: “El Mezquital Valley” case. *Water Science and Technology*, 50(2), 269-276.

- Keeney, D. R., y R. F. Follet. 1991. Managing nitrogen for groundwater quality and faro profitability: Overview an introduction. Pp 1-7, In: Managing nitrogen, Soil Science Society, Wisconsin, U. S. A.
- Keeney D.R, Walsh L.W. 1972. Available Nitrogen in rural ecosystems. Sources and fate. Hortscience.,Vol. 7, No. 3, pp 219-223.
- Kowal, E. N., H. R. Pahren, y E. W. Akin. 1981. Microbiological Health effects associated with the use of municipal wastewater for irrigation. Pp 271-342. In: Municipal Wastewater Agricultura, Academia Press, New Cork, U. S. A.
- Kücke, M. and Kleeberg, P. 1997 Nitrogen balance and soil nitrogen dynamics in two areas with different soil, climatic and cropping conditions. European J. Agron. 6, 89 – 100.
- Loomis R.S; Connor D.J. 2002. Ecología de cultivos. Productividad y manejo de ecosistemas agrarios. Ediciones Mundi-Prensa.
- Lovett, K.C. Weathers and W.V. Sobczak, Nitrogen saturation and retention in forested watersheds of the Catskill mountains, New York, *Ecological Applications* 10 (2000), pp. 73–84.
- Lyon, T.L and J. A. Bizzell, B.D: Wilson and E. W. Leland. 1930. Lysimeter Experiments: III. Records for tanks 3 to 12 during the years 1910 to 1924 inclusive. New York (Cornell Univ.) Agr. Exp. Sta. Memoir. 134.
- Mara, D. y S. Cairncross, 1989. Guidelines for the save use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture, World Health Organization, Geneva, 185 p.
- Marschner, H. 1986. Mineral nutrition in higher plants. Ed. Academia. Press, New York.
- McCarty, G.W. 1999. Modes of action of nitrification inhibitors. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 1-9.
- McLain, J.E.T., Martens, D.A. 2005. Nitrous oxide flux from soil amino acid mineralization. *Soil, Biology and Biochemistry*, 37:289-299.
- McNeal, B.L., and Carlile, B. L., 1976. Nitrogen and irrigation management to reduce return-flow pollution in the Columbia Basin. Washington D.C., USEPA. EPA- 600/12-76-158.
- Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., Van Cleemput, O. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 225-248.

- Orion Research Inc. 1979. Nitrate electrode Mo 93-07 Instruction manual. Cambridge, Massachusetts. pp. 26.
- Pratt, P.F. 1978. Estimated leaching and denitrification losses of nitrogen in a four year trial with animal manures. 321-354. In: Nitrate in effluents from irrigated lands. Ed. P.F. Pratt. Final report to the Nacional Science Foundation. University of California, Riverside.
- Pross, R., Noble, A.D., Dunin, F.X. and Reyenga, W. 1995. Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. *European J Soil Sci* 46: 667-674.
- SARH, 1985. Daten von Oficinas Centrales del Distrito de Riego 03, Mixquiahuala, Hidalgo.
- Scheffer-B; Orteseifen-U. 1997. Zur Abschätzung des Nitrataustrags in die Gewässer am Beispiel der Boden Niedersachsens. Brunswick Groundwater Colloquium 1997. Environmentally friendly management of groundwater and soil. pp. 61-70.
- Seoáñez C.,M. 1995. Agua Residuales Urbanas: Tratamientos Naturales de Bajo Costo y aprovechamiento, Editorial Mundi-Prensa, España, 368p.
- Siebe, Ch. 1994. Akkumulation, Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit Abwasser bewässerten Böden Zentralmexikos. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 17, Stuttgart, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (Ed.), Universität Hohenheim.
- Siebe, Ch. 1998. Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management*, 14: 119-122.
- Siebe, Ch., Jahn, R., Stahr, K. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. México, 57 p.
- Van Drecht, G., A. F. Bouwman, E. W. Boyer, P. Green, and S. Siebert 2005, A comparison of global spatial distributions of nitrogen inputs for nonpoint sources and effects on river nitrogen export, *Global Biogeochem. Cycles*, 19, GB4S06, doi: 10.1029/2005GB002454.
- Wagner, Anne, 2005. Nitrattiefenverteilung von Rieselfeldböden Mexiko Citys in Abhängigkeit von Boden und Kultur. Technische Universität Berlin. Fakultät VI. Studiengang Landschaftsplanung Institut für Ökologie Fachgebiet Bodenkunde.

- Wild. A, 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Wrage, N., Velthof, M.L., van Beusichem, M.L. Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil, Biology and Biochemistry*, 33: 1723-1732.

12.- Anexos.

Anexo 1. Descripción del levantamiento en campo del perfil 1.

Prof (cm)	Textura:	Pedregosidad (Vol %)	Color (Húmedo)	pH	M.O %	CaCO3 (%)	Humedad	pF	Estructura			Estabilidad agregados	Poros Abundancia , tamaño, forma, distribución	D.A. g/cm3	Dens. Raíces	Límite horizonte	Horizonte
									Tipo	Tamaño	Grado						
0-5	RL	Cf 0	10 YR 2/2	6.8	6.7	K0	fresca	3	Perturbado.	Terrones	Moderada	Muchos muy finos, tubulares e intersticiales, exped; F, comunes, esféricos, exped, tuulares, inped; M, comunes, tubulares, exped.	1.2 media	Extr. alta	Gradual-irregular	A1	
5-24/30	RL	Cf 0	10 YR 2/2	7.3	4	K0	Fresca	3	Perturbado.	Terrones	Alta	Muy finos, muchos, tubulares y esféricos inped; F comunes, tubulares y esféricos, inped y exped; M, pocos, tub, exped	1.4 media	Muy alta	Abrupto--uniforme	A2	
24/30-36	RL	Cf 1	7.5 YR 4/3-2	7.9	2.5	K2	Húmeda	2	Subangular en bloques medios -->	subangular	Moderada	Muy finos, muchos, tubulares y esféricos exped; Finos comunes, tubulares , comunes, tubulares, exped; Medios, pocos, tubulares, exped.	1.5 media-alta	Muy alta	Difuso uniforme	AC	

Anexo II. Hoja de la descripción detallada del perfil 2.

Prof (cm)	Textura:	Pedregosidad	Color	pH	M.O	CaCO3	Humedad	pF	Estructura		Estabilidad agregados	Poros	D.A.	Dens. Raíces	Límite horizonte	Horizonte
		(Vol %)	(Húmedo)	%	(%)			Tipo	Tamaño	Grado		Abundancia , tamaño, forma, distribución	g/cm ³			
0-7	CRL	0	10 YR 2/2	7.1	2.4	No			Subangular, muy fina, moderado		Media	Muchos, finos-muy finos, inped, exped.	1.2 media	Extr. alta	Claro-ondulado	A1
7-22	RL	1%	10 YR 3/2	7.8	1.4	No			Subangular, media-->subangular, finos+muy finos, moderado		Alta	Comunes, muy finos, intersticiales exped	1.4 media	Muy alta	Difuso-uniforme	A2
22-30	RL	0	10 YR 2/1	7.8	1.4	No			Subangular en bloques medios --> subangular		Alta	Comunes, muy finos, intersticiales exped	1.4 media	Alta	Gradual-irregular	A3
30-40	RL	0	10 YR 3/3	7.8	1.4	No			Subangular , finos+muy finos, débil		Moderada	Comunes muy finos intesticiales exped	1.4 media	Media	Claro-uniforme	AC
40-50	CRL-CL	0	10 YR 4/3	8	0.5	2-10			Masivo-->subang-ang, fino-muy fino, débil.		Moderada	Pocos, comunes, micro-finos, intersticiales exped, inped.	1.8 alta	Muy baja		C

Anexo III. Hoja detallada de la descripción 3 en campo.

Prof (cm)	Textura:	Pedregosidad	Color	pH	M.O	CaCO3	Humedad	pF	estructura			Estabilidad agregados	Poros	D.A.	Dens. Raíces	Límite horizonte	Horizonte
		(Vol %)	(Húmedo)	%	(%)	Tipo	Tamaño	Grado	Abundancia , tamaño, forma, distribución	g/cm ³							
0-7	CR	<2	7.5 YR 3/1	6	4-5	0	Fresca	3	Terrones			Moderada	Comunes, intersticiales, medianos, exped. Tubulares, medianos, comunes inped.	1.6-1.8 alta	Extr. alta	Uniforme-gradual	
15-38	CR	0	7.5 YR 3/1	7	3-4	0	Húmeda	2	Subangular en bloques grueso, mediano --> subang. fina moderada			Alta	Pocos poros gruesos, intersticiales, exped; pocos poros medianos, intersticiales, exped; pocos finos, comunes, vesiculares exped	1.6-1.4 media	Extr. alta	Uniforme-gradual	
38-60	CR	0	7.5 YR 2.5/1	7	3-4	0	Húmeda	2	Angular en bloques media, débil-moderado --> granular media-fina, moderado-débil			Alta	Pocos poros gruesos, medianos, finos, exped, Intersticiales (excepto finos)	1.6-1.4 media alta	Muy alta	Uniforme-gradual	
60-119	CR	0	7.5 YR 2.5/1	7	3-4	0	Húmeda	2	Subangular en bloques grueso, débil-moderada --> granular, fina-media, débil			Alta	Pocos poros finos vesiculares exped; no gruesos, no medios	1.6-1.4 media alta	Alta	Uniforme-gradual	
119-130	CR	0	7.5 YR 3/1	6	4-5	0	Húmeda	2	Subangular en bloques, gruesa, débil-moderado-->granular, fina, moderado			Alta	Pocos poros gruesos, intersticiales, exped; pocos poros finos, vesiculares, exped.	1.6-1.4 media alta	Muy baja	Claro-uniforme	
130 +	RA	0	7.5 YR 4/2	6	0	0	Húmeda	2	Prismática, fina, moderada --> subangular, fina-media, moderado			Alta	Pocos poros finos vesiculares exped; muchos muy finos, vesiculares	1.4 media	Nula		

Anexo IV. Distribución de los contenidos de N- NO₃ acumulados en las diferentes capas de los contenedores de resinas enterrados en los tres perfiles bajo el cultivo de alfalfa.

		Contenedor 1	Contenedor 2	Contenedor 3	Contenedor 4
		kg N-NO ₃ /ha			
Perfil 1	Superior	49.5	46.1	119.7	167.5
	Media	2.6	1.4	11.1	55
	Inferior	6.3	2.9	1	17.1
Perfil 2	Superior	128.4	84	94.6	170.8
	Media	104.3	47.3	6.8	8.5
	Inferior	150.2	53.1	5.9	73.9
Perfil 3	Superior	192.1	155.6	161.4	61.1
	Media	98	235.3	209.6	46.7
	Inferior	94.1	260.5	203.3	68.1

Anexo V. Distribución de los contenidos de N- NO₃ acumulados en las diferentes capas de los contenedores de resinas enterrados en los tres perfiles bajo el cultivo de pasto.

		Contenedor 1	Contenedor 2	Contenedor 3	Contenedor 4
		kg N-NO ₃ ⁻ ha ⁻¹			
Perfil 1	Superior	31.1	16.6	41.2	21
	Media	12	3.8	1.1	1.9
	Inferior	2	1.4	8.9	10.7
Perfil 2	Superior	31.1	21.7	32.7	-
	Media	26.7	5.8	13.7	-
	Inferior	21.2	5.6	13.6	-
Perfil 3	Superior	105.8	122.1	199.1	111
	Media	26.5	28.8	44.5	49.2
	Inferior	56.2	47.4	53.5	65

Anexo VI. Tabla de cálculo de la lixiviación de nitratos bajo alfalfa del perfil 1.

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	mgNO ₃ (total)	(mgNO ₃ /cm ²) total	(mgNO ₃ /m ²) total	(kgNO ₃ /ha)	(kg N- NO ₃ /ha)
Vertical 1	superior 1	51.4	0.2	515.0	106.0	1.4	13770.0	137.7	31.1
	media 2	50.6	0.2	202.0	40.9	0.5	5311.4	53.1	12.0
	Inferior 3	5.3	0.0	320.7	6.9	0.1	890.7	8.9	2.0
Vertical 2	superior 1	29.8	0.1	475.9	56.6	0.7	7358.7	73.6	16.6
	media 2	14.5	0.1	226.7	13.1	0.2	1704.3	17.0	3.8
	Inferior 3	3.7	0.0	318.0	4.8	0.1	617.3	6.2	1.4
Vertical 3	superior 1	69.3	0.3	506.0	140.3	1.8	18229.6	182.3	41.2
	media 2	4.5	0.0	217.3	3.9	0.1	507.0	5.1	1.1
	Inferior 3	22.8	0.1	335.1	30.5	0.4	3961.5	39.6	8.9
Vertical 4	superior 1	35.1	0.1	511.6	71.7	0.9	9319.5	93.2	21.0
	media 2	7.6	0.0	216.3	6.6	0.1	855.9	8.6	1.9

Anexo VII. Tabla de cálculo de la lixiviación de nitratos bajo alfalfa del perfil 2

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	mgNO ₃ (total)	(mgNO ₃ /cm ²) total	(mgNO ₃ /m ²) total	(kgNO ₃ /ha)	(kg N- NO ₃ /ha)
Vertical 1	1sup	53.3	0.2	496.5	106.0	1.4	13766.1	137.7	31.1
	1media	86.5	0.3	263.0	91.0	1.2	11826.3	118.3	26.7
	1 inf	53.4	0.2	338.7	72.4	0.9	9402.8	94.0	21.2
Vertical 2	2 sup	36.5	0.1	507.7	74.1	1.0	9628.3	96.3	21.7
	2 media	26.7	0.1	183.8	19.6	0.3	2551.9	25.5	5.8
	2 inf	14.3	0.1	331.1	18.9	0.2	2458.8	24.6	5.6
Vertical 3	3 sup	52.6	0.2	529.8	111.5	1.4	14483.8	144.8	32.7
	3 media	53.9	0.2	216.0	46.6	0.6	6054.6	60.5	13.7
	3 inf	38.7	0.2	300.3	46.5	0.6	6043.7	60.4	13.6

Anexo VIII. Tabla de cálculo de la lixiviación de nitratos bajo alfalfa del perfil 3

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	mgNO ₃ (total)	(mgNO ₃ /cm ²) total	(mgNO ₃ /m ²) total	(kgNO ₃ /ha)	(kg N- NO ₃ /ha)
Vertical 1	1 sup	174.6	0.7	516.2	360.6	4.7	46849.4	468.5	105.8
	1 media	110.6	0.4	204.0	90.3	1.2	11725.5	117.3	26.5
	1 inf	120.4	0.5	398.1	191.7	2.5	24905.1	249.1	56.2
Vertical 2	2 sup	171.8	0.7	605.6	416.2	5.4	54075.5	540.8	122.1
	2 media	98.7	0.4	249.0	98.3	1.3	12772.3	127.7	28.8
	2 inf	96.1	0.4	420.4	161.6	2.1	20993.1	209.9	47.4
Vertical 3	3 sup	329.5	1.3	515.0	678.9	8.8	88198.3	882.0	199.1
	3 media	172.2	0.7	220.3	151.8	2.0	19719.2	197.2	44.5
	3 inf	133.3	0.5	342.3	182.6	2.4	23719.9	237.2	53.5
Vertical 4	4 sup	200.3	0.8	472.5	378.5	4.9	49175.4	491.8	111.0
	4 media	139.2	0.6	301.4	167.8	2.2	21799.1	218.0	49.2
	4 inf	144.4	0.6	383.6	221.6	2.9	28791.6	287.9	65.0

Anexo IX. Hoja de cálculo de lixiviación de nitratos bajo pasto del perfil 1

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	(mgNO ₃ /cm ²)		(kgNO ₃ /ha)	(kg N-NO ₃ /ha)
					mgNO ₃ (total)	total		
Vertical 1	1 sup	79.2	0.3	532.9	168.8	2.2	21925.4	49.5
	1 media	10.7	0.0	204.4	8.7	0.1	1132.3	2.6
	1 inf	47.6	0.2	113.6	21.6	0.3	2810.2	6.3
Vertical 2	2 sup	79.5	0.3	493.9	157.1	2.0	20411.7	46.1
	2 media	5.9	0.0	202.3	4.7	0.1	615.6	1.4
	2 inf	8.1	0.0	299.9	9.8	0.1	1268.6	2.9
Vertical 3	3 sup	217.5	0.9	468.9	408.0	5.3	53010.9	119.7
	3 media	43.8	0.2	215.8	37.8	0.5	4917.1	11.1
	3 inf	3.8	0.0	226.4	3.5	0.0	448.9	1.0
Vertical 4	4 sup	323.4	1.3	441.5	571.1	7.4	74195.6	167.5
	4 media	182.7	0.7	256.4	187.4	2.4	24346.6	55.0
	4 inf	98.1	0.4	148.3	58.2	0.8	7560.5	17.1

Anexo X. Hoja de cálculo de lixiviación de nitratos bajo pasto del perfil 2

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	(mgNO ₃ /cm ²)		(kgNO ₃ /ha)	(kg N-NO ₃ /ha)
					mgNO ₃ (total)	total		
Vertical 1	1 sup	215.8	0.9	507.0	437.7	5.7	56862.4	128.4
	1 media	401.3	1.6	221.5	355.7	4.6	46206.4	104.3
	1 inf	678.0	2.7	188.9	512.2	6.7	66539.6	150.2
Vertical 2	2 sup	173.7	0.7	412.0	286.3	3.7	37200.4	84.0
	2 media	189.1	0.8	213.1	161.1	2.1	20936.7	47.3
	2 inf	178.4	0.7	253.8	181.1	2.4	23528.9	53.1
Vertical 3	3 sup	171.6	0.7	469.9	322.6	4.2	41908.7	94.6
	3 media	30.2	0.1	193.3	23.3	0.3	3033.2	6.8
	3 inf	19.5	0.1	256.5	20.0	0.3	2597.1	5.9
Vertical 4	4 sup	309.9	1.2	469.8	582.4	7.6	75661.7	170.8
	4 media	41.3	0.2	174.9	28.9	0.4	3753.4	8.5
	4 inf	200.4	0.8	314.4	252.1	3.3	32753.2	73.9

Anexo XI. Hoja de cálculo de lixiviación de nitratos bajo pasto del perfil 3.

Caja	Muestras	mgNO ₃ /L	mgNO ₃ /g (resina:arena)	capa (g)	mgNO ₃ (total)	(mgNO ₃ /cm ²) total	(mgNO ₃ /m ²)total	(kgNO ₃ /ha)	(kg N-NO ₃ /ha)
Vertical 1	1 sup	381.1	1.5	429.8	655.2	8.5	85118.7	851.2	192.1
	1 media	325.1	1.3	257.1	334.3	4.3	43429.6	434.3	98.0
	1 inf	395.6	1.6	202.8	320.9	4.2	41692.7	416.9	94.1
Vertical 2	2 sup	284.4	1.1	466.2	530.4	6.9	68910.4	689.1	155.6
	2 media	955.0	3.8	210.0	802.2	10.4	104220.0	1042.2	235.3
	2 inf	955.0	3.8	232.5	888.2	11.5	115391.7	1153.9	260.5
Vertical 3	3 sup	282.5	1.1	487.1	550.4	7.2	71504.9	715.0	161.4
	3 media	955.0	3.8	187.1	714.7	9.3	92854.7	928.5	209.6
	3 inf	721.7	2.9	240.1	693.3	9.0	90069.3	900.7	203.3
Vertical 4	4 sup	143.2	0.6	363.8	208.3	2.7	27067.2	270.7	61.1
	4 media	172.9	0.7	230.3	159.3	2.1	20690.3	206.9	46.7
	4 inf	293.7	1.2	197.6	232.1	3.0	30149.5	301.5	68.1

Anexo XII. Balance de nitrógeno para el cultivo de alfalfa

	Mínimo	Máximo	Promedio	Unidades
ENTRADAS				
Área de la parcela	2.43	2.43	2.43	ha
Tiempo de permanencia	7	7	7	meses
Número de cortes	7	7	7	
Número de riegos	9	9	9	
Concentración de N _{tot}	22.03	50.56	36.5	mg/L
Vol. de agua entrada	5050000	5050000	5050000	L/riego
Concentración de N * Volumen de agua (Concentración de N * Volumen de agua)/1000000	111251500	255328000	184325000	mg /riego
kg N/área de parcela	46	105	76	kg N/ha riego
N total de entrada en el periodo	412	946	679	kg N/ha
Precipitación atmosférica	12	20	16	kg/ha/año
Precipitación atmosférica en 7 meses	7	12	9	kg/ha/7meses
Fijación biológica				
Calculado por Anne Wagner,2005	310	554	432	kg/ha/año
Fijación biológica en 7 meses	181	323	252	kg/ha/7 meses
Suma entradas	600	1280	940	KgN/ha
SALIDAS				
Rendimiento/ha por corte	3.5	3.5	3.5	Ton/ha corte
Rendimiento * Numero de cortes	24.5	24.5	24.5	Ton/ha
Rendimiento total	24500	24500	24500	kg/ha
Rendimiento - 8% de humedad	1960	1960	1960	Kg
Rendimiento total en masa seca	22540	22540	22540	kg/ha
Concentración N (Bergmann, 1986)	3.5	5	4.25	%
N tomado por el cultivo	789	1127	958	kg
Lixiviación en contenedores	96.1	119	108	kg N/ha
Emisiones	0.01	0.116	0.063	mg/m ² hora
	100	1160	630	mg/ha hora
	0.0001	0.00116	0.00063	kg/ha hora
Emisiones	0.0036	0.04176	0.02268	kg/ha 36horas
N en agua de salida	54	63	56	mg/L
	5.E-05	6.E-05	6.E-05	kg/L
Volumen de agua de salida	389375	486719	438047	L
N en agua de salida*Volumen agua salida	21	30	25	kg
kg N/área de parcela	9	13	10	kg/ha
N en agua de salida	78	113	91	Kg N/ha
Suma de salidas	962.7172997	1358.860913	1157.112586	KgN/ha
Balance de nitrógeno (entradas - salidas)	-362.8413738	-78.36832036	-216.9283269	KgN/ha

Anexo XIII. Balance de nitrógeno para el cultivo de pasto

	Mínimo	Máximo	Promedio	Unidades
ENTRADAS				
Área de la parcela	2.43	2.43	2.43	ha
Tiempo de permanencia	5	5	5	meses
Número de cortes	3	3	3	
Número de riegos	5	5	5	
Concentración de N _{tot}	22.03	50.56	36.29	mg/L
Vol. de agua entrada	5050000	5050000	5050000	L/riego
Concentración de N * Volumen de agua (Concentración de N * Volumen de agua)/1000000	111251500	255328000	183264500	mg /riego
kg N/área de parcela	46	105	75	kg N/ha riego
N total de entrada en el periodo	229	525	377	kg N/ha
Precipitación atmosférica	12	20	16	kg/ha*año
Precipitación atmosférica en 5 meses	5	8	7	kg/ha*5meses
Suma entradas	234	534	384	kg N-NH4/ha
SALIDAS				
Rendimiento masa seca	3.52	10.88	7.28	Ton/ha corte
Rendimiento total masa seca	10.56	32.64	21.84	Ton/ha
	10560	32640	21840	kg
Concentración de N	2.6	3.2	3.0	%
N en masa seca en el periodo	276	1050	660	kg N/ha
Lixiviación	67	70	68	kg N/ha
Emisiones	0.01	0.116	0.063	mg/m ² hora
	100	1160	630	mg/ha hora
	0.0001	0.00116	0.00063	kg/ha hora
Emisiones total	0.0048	0.05568	0.03024	kg/ha 48horas
NH4 en agua de salida	69	81	72	mg/L
N en agua de salida	54	63	56	mg/L
	0	0	0	kg/L
Volumen de agua de salida	389375	486719	438047	L
N en agua de salida*Volumen agua salida	21	30	25	kg
	9	13	10	kg/ha
N en agua de salida total	43	63	51	Kg N/ha
Suma de salidas	385	1182	779	kg N/ha
Balance de nitrógeno (entradas - salidas)	-151	-649	-395	kg N/ha