

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
“ANTONIO NARRO”
UNIDAD LAGUNA**

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS



**CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN LOS MANTOS
FREÁTICOS DE LA ZONA AGRÍCOLA DE LA REGIÓN DE
NAZAS, DURANGO.**

POR

MARCO ANTONIO SANTIZO DIAZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL
TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

TORREÓN, COAHUILA

DICIEMBRE DE 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA
"ANTONIO NARRO"
UNIDAD LAGUNA
DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN LOS MANTOS FREÁTICOS DE LA
ZONA AGRÍCOLA DE LA REGIÓN DE NAZAS, DURANGO.

TESIS DEL C. MARCO ANTONIO SANTIZO DIAZ, QUE SE SOMETE A LA
CONSIDERACIÓN DEL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA Y APROBADA
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

ASESOR Héctor Mad...
DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

COASESOR Mario G...
DR. MARIO GARCÍA CARRILLO

COASESOR Joel Limones Avitia
ING. JOEL LIMONES AVITIA

COASESOR Edgardo Cervantes Álvarez
M.C. EDGARDO CERVANTES ÁLVAREZ

Victor Martínez Cueto
M.C. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO



COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS
Coordinación de la División de Carreras Agronómicas

TORREÓN COAHUILA

DICIEMBRE DE 2010

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA

“ANTONIO NARRO”

UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

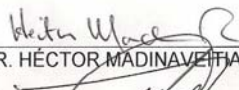
CONTAMINACIÓN POR NITRATOS EN LOS MANTOS FREÁTICOS DE LA
ZONA AGRÍCOLA DE LA REGIÓN DE NAZAS, DURANGO.

TESIS DEL C. MARCO ANTONIO SANTIZO DIAZ, QUE SE SOMETE A LA
CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR COMO REQUISITO
PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:


INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

APROBADA POR:

PRESIDENTE:


DR. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

VOCAL:

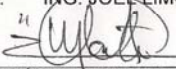

DR. MARIO GARCÍA CARRILLO

VOCAL:


M.C. EDGARDO CERVANTES ÁLVAREZ

VOCAL SUPLENTE:


ING. JOEL LIMONES AVITIA


M.C. VÍCTOR MARTÍNEZ CUETO



COORDINADOR DE DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS 

TORREÓN COAHUILA

DICIEMBRE DE 2010

DEDICATORIAS

A mis queridos Padres

A mis padres por el amor, apoyo y fuerza que me entregaron hicieron que la distancia no fuera motivo de tristeza si no de esperanza en el regreso. Porque me dieron todo su apoyo en la vida y el sustento para que llegara el día de terminar una de las metas propuestas en la vida. A ellos siempre mis respetos y agradecimientos por toda la vida. Este triunfo no es solo mío, sino también de ustedes.

A mis Hermanos

Leonel , Diflory ,Margeli ,Rafa, Rodulfo, Rubisel, Julio . Por el cariño, aprecio y amor que me tienen, por tenerme paciencia y confianza. Pero sobre todo por ser un ejemplo de esfuerzo, dedicación y lucha constante ante los problemas de la vida con las ganas de seguir siempre adelante.

A mi hijo: Danielito por ser lo más maravilloso que Dios me ha regalado y por ser la luz de la esperanza que ilumina siempre mi camino.

A mis Sobrinos:

A Rober, Pati, Florita, Bere, Rubí, David, Marquitos. Porque son mis angelitos que me dieron fuerza, motivación, cada abrazo, sonrisa que ellos me regalaron fue un estímulo para seguir adelante.

A todos mis amigos que siempre me fortalecieron para superarme en la vida. Por darme un lugar en sus corazones, acompañándome y apoyándome sin más interés que el ser mis amigos incondicionales.

Al Dr. Héctor Madinaveitia Ríos por darme la oportunidad de realizar la investigación de mi tesis en la región de Nazas Durango, por su tiempo, disponibilidad, dedicación y por compartir sus conocimientos conmigo.

AGRADECIMIENTOS

A Dios

A “Dios” por brindarme fuerzas, ánimo y paciencia para poder lograr un reto en mi vida. Por darme la vida, una familia maravillosa, salud y sobre todo, capacidad y sabiduría para terminar mis estudios de nivel licenciatura.

A mis Padres

A mis padres por su gran cariño y apoyo incondicional en toda la vida. Quienes me enseñaron a ser valiente en los momentos difíciles, por ser mis mejores ejemplos y mi mayor motivación para salir adelante con mis estudios.

A mi padre **Rodolfo Santizo Morales**. Por enseñarme a ser valiente, por heredarme de tu fortaleza para poder enfrentar y levantarme de los problemas para poder prepararme en la vida, por la libertad y confianza que me brindaste y sobre todo por ser un amigo mas, gracias por todo papá.

A mi madre **Juventina Diaz Alvarado**. Para ti madre ni mil palabras alcanzan para agradecerte, todo el sacrificio que has hecho durante toda mi vida. Por sus consejos, motivación, ánimo que me dio para poder seguir y terminar con mis estudios. Principalmente por enseñarme de tu bondad, de tu amor y a depender de “Dios”, Gracias por todos tus consejos mamá, porque en los momentos tan difíciles que hemos pasado, me animaste y apoyaste para que pudiera seguir adelante con mi estudio y poder terminar mi carrera.

A mis Maestros y asesores.

Al Dr. Héctor Madinaveitia Ríos, por todo su apoyo que me brindó durante toda mi carrera por asesorarme en éste trabajo y por ser un gran profesor, al Dr. Mario García Carrillo, M.C Edgardo Cervantes Álvarez y al Ing. Joel Limones Avitia. Para ellos mi eterno agradecimiento.

ÍNDICE GENERAL

	índice
DEDICATORIA.....	I
AGRADECIMIENTOS.....	II
ÍNDICE.....	III
RESUMEN.....	V
INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVO.....	3
Objetivo general.....	3
Objetivos específicos.....	3
Hipótesis Alternante.....	3
REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
Concentración de nitratos en aguas.....	4
Toxicidad de nitratos.....	5
Calidad del agua.....	6
Atributos del manto freático.....	7
Aspectos básicos en la contaminación del manto freático.....	8
Contaminación por iones nitratos.....	9
Características de los nitratos y nitritos.....	10
Causas principales de la contaminación.....	11
Fuentes naturales del nitrato.....	12
Fuentes artificiales de nitrato.....	13
Excretas de animales.....	15
Desechos municipales, industriales y del transporte.....	15
Absorción y distribución de los nitratos en los seres vivos.....	17
Impacto en el Ecosistema.....	18
Factores que influyen en la contaminación de acuíferos.....	19
Ciclo del nitrógeno.....	20
Mineralización.....	21
Amonización.....	21
Nitrificación.....	22

Desnitrificación.....	23
Ley de aguas nacionales.....	24
Política actual del uso excesivo de fertilizantes	
nitrogenados en países desarrollados.....	24
Uso de técnicas para la reducción de	
Concentración de nitratos.....	27
MATERIALES Y METODOS.....	29
Localización del área de estudio.....	29
Características ecológicas de la región de Nazas, Durango.....	29
Clima y vegetación.....	29
Agua superficial de bombeo.....	30
Actividades agropecuarias.....	30
Muestreo de pozos.....	31
Transporte y almacenamiento de muestras.....	31
Determinación de nitratos en laboratorio.....	31
MATERIALES.....	31
Materiales utilizados.....	31
Reactivos utilizados.....	32
METODOLOGIA.....	32
RESULTADOS Y DISCUSION.....	33
CONCLUSIONES.....	35
RECOMENDACIONES.....	36
LITERATURA CITADA.....	37

RESUMEN

La existencia de altos niveles de nitratos en las aguas subterráneas constituye uno de los serios problemas de contaminación en muchos acuíferos del mundo que son impactados ambientalmente por la intensa actividad agrícola, generando un incremento de los compuestos nitrogenados debido al abuso de fertilizantes agroquímicos. Para ello se llevó a cabo una investigación en el ejido La Perla Municipio de Nazas Durango en el manto freático para determinar el grado de contaminación por nitratos provenientes de la agricultura, se tomaron 5 muestras aleatorias por pozo de un total de 3 pozos en el mes de octubre del 2009. Las muestras analizadas mostraron concentraciones de nitrato superiores a 10 mg/L, el nivel por encima del cual el agua es considerada para consumo humano y es considerada una zona vulnerable a la contaminación por nitratos de fuentes agrarias en este ejido. Es casi seguro que la aplicación directa al campo de fertilizantes como es el caso del amonio que es nitrificado a nitrato sea el causante del incremento de la concentración de nitratos que después de los periodos de lluvia pone de manifiesto que la cantidad de nitrato supera la necesidad del cultivo o la nitrificación tiene lugar lejos del alcance de las raíces, los nitratos se lixivian en profundidad, arrastrados por el agua de lluvia o de riego, contaminando así el manto freático. El presente estudio realizado en dicha área constató que el manto freático se encuentra realmente contaminado con nitratos y están por encima de los límites máximos permisibles según la NOM-012-SSA1-1993, para uso y consumo humano públicos o privados. Es necesario seguir con el estudio de dicha área en tiempo de lluvias y tiempo de seca para ver un posible cambio en cuanto a la concentración del contaminante.

Palabras clave: Nitratos, contaminación, manto freático, zona agrícola.

INTRODUCCION

El desarrollo socioeconómico de cualquier país, lleva aparejada, de forma inmediata, una mayor demanda de agua, que se traduce no sólo en descensos de acuíferos sobreexplotados, sino también, y con carácter más general, en una variación en la composición de las aguas naturales, consecuencia directa del vertido de productos que alteran su calidad. Las extracciones incontroladas de agua y el vertido de productos contaminantes en zonas de recarga, constituyen una agresión contra el ambiente por desgracia frecuente en estos días, que pueden conducir, en algún caso, al total deterioro de las reservas, y en cualquiera de ellos a su degradación. Una correcta planificación de la fertirrigación conduce no sólo a la protección de la calidad de las aguas subterráneas, sino también a un ahorro importante en fertilizantes.

La baja profundidad de los niveles freáticos y la falta de suelo, hacen que los solutos se infiltren al agua subterránea, haciéndola vulnerable a la contaminación (Doerfliger *et al.*, 1999). Es por eso que la importancia del agua subterránea es incuestionable ya que estos recursos hídricos proporcionan más de la mitad del agua para el abastecimiento humano. Sin embargo, es frecuente no tomar en cuenta que para una administración ambientalmente segura, la mejor práctica es proteger este recurso de la contaminación, porque la descontaminación de un acuífero suele ser un proceso muy largo, costoso y a veces prácticamente irreversible o irrealizable (Gómez *et al.*, 2007).

A medida que los años pasan, los efectos de algunas prácticas agrícolas, van dejándose sentir en el medio ambiente, sobre todo en las zonas de cultivo. De sobra son conocidos, los efectos del empleo de muchos productos químicos, para tratamientos fitosanitarios.

Actualmente hay un tipo de contaminación, que ha empezado a cobrar una alta importancia, es el caso de "la contaminación de aguas por nitrato". Los excesos de abonado con abonos nitrogenados, y su posterior arrastre, por las

aguas de lluvia o riegos, están provocando concentraciones, elevadas de nitratos, en aguas superficiales y subterráneas (Valcarce *et al.*, 2001).

Las aguas con dosis de nitrato altas, puede alterar la salud del ser humano, si son consumidas por este. Otro efecto es el alto crecimiento de las plantas acuáticas, que habitan en aguas, con elevadas dosis de nitrato. Este crecimiento se puede considerar perjudicial, ya que las plantas se pudren y consumen el oxígeno, causando la muerte de los peces, entre otros efectos.

Como una medida para la protección de la calidad de las aguas subterráneas a nivel mundial, se sugiere la utilización de la cartografía de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación (Valcarce *et al.*, 2001). La vulnerabilidad es una propiedad intrínseca de los sistemas de agua subterránea, depende de la sensibilidad de éstos a impactos humanos y naturales. Es función de factores hidrológicos que determinan la inaccesibilidad de la zona saturada a los contaminantes, la capacidad de atenuación de la misma y los estratos por encima de ella. Las propiedades del medio varían de un punto a otro, lo que hace variable el potencial de un acuífero para protegerse, razón por la que algunas áreas son más vulnerables que otras (Bessouat *et al.*, 2001). Por consiguiente, la vulnerabilidad se define como el riesgo de que las aguas subterráneas se contaminen con alguna sustancia en concentraciones por encima de los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para la calidad del agua de consumo humano.

OBJETIVO E HIPÓTESIS

Objetivo general

Determinar la concentración por nitratos en mantos freáticos de la zona agrícola de la región de Nazas, Durango.

Objetivo específico

Medir la concentración de nitratos en tres mantos freáticos superficiales de la zona agrícola de la región de Nazas, Durango.

Hipótesis alternante

La concentración de nitratos en los mantos freáticos rebasa el límite máximo permisible de acuerdo a la NOM-012-SSA1-1993 para el uso y consumo humano público y privado.

REVISIÓN DE LITERATURA

Concentración de nitratos en aguas

En el estado de Nebraska, EUA, Boyce y colaboradores (1976), encontraron que algunos nitratos pueden ser el resultado de grandes cantidades de nitrato geológico en las capas profundas al suroeste y la porción central del estado. Por otra parte, Olsen(1974), determinó que la concentración promedio de los nitratos en el agua subterránea se incrementó un 25 % en la década de 1960-1970, encontrándose el mayor incremento en muchas áreas con irrigación intensiva de suelos arenosos.

Durante 1976-1977, las concentraciones de nitratos ascendieron a 10 mg/l, en 183 de las 256 muestras de agua subterránea colectadas de varios condados en Nebraska según un estudio realizado por Gormly y Spalding (1979).

La comparación de los valores isotópicos con las fuentes potenciales de nitratos, sugirieron que la fuente primaria de contaminación en la mayoría de los pozos tuvieron concentraciones significativas de nitratos derivadas de desechos de animales. Investigaciones en Arizona efectuados durante 1974 y 1977, por Silver y Fielden, delinearon áreas de agua subterránea de hasta 132 mg/l de nitratos. En este estudio, se desarrollaron dos interpretaciones alternativas para explicar las posibles fuentes del exceso de nitratos; la primera, fue una interpretación convencional identificando el uso de fertilizantes nitrogenados como la fuente primaria y la disposición de efluentes de aguas de desecho tratadas como fuente secundaria.

Una interpretación alternativa, identificó al cloruro de amonio lixiviado en una unidad de grava y arena localizada por debajo de la superficie. De Roo (1980) en un estudio efectuado en el Valle de Connecticut, hizo cuantificaciones sobre las contribuciones de tierras agrícolas respecto a las concentraciones de nitratos en el agua subterránea, las concentraciones calculadas de nitratos en el agua

subterránea bajo el campo experimental promediaron 3 mg/l durante tres años, pero después de lluvias intensas, las concentraciones excedieron a 10 mg/l.

En Iowa McDonald y Splinter (1982), estudiaron las concentraciones de nitratos en aguas superficiales y pozos someros. Concentraciones mayores a 45 mg/l fueron comunes durante los períodos de bajo flujo del río en el otoño y el invierno. La infiltración de nitratos en acuíferos someros fue evidente, incrementándose de forma inesperada debido al uso de amoníaco anhidro.

El agua subterránea en pozos más profundos, tuvo niveles de nitratos mucho más bajos que el agua subterránea proveniente de pozos someros, sugiriendo que la concentración no ha alcanzado los acuíferos más profundos (Canter, 1990).

Para dar una idea de la gravedad y magnitud potencial de este problema, basta mencionar que los datos obtenidos a través del *Global Environmental Monitoring System (GEMS)* indican que el 10 % de los ríos que se estudiaron en todo el mundo tenían concentraciones de nitratos en exceso de límite permisible que recomienda la OMS. Los estudios de GEMS también encontraron que, en Europa, el 5 % de los ríos tenían concentraciones de nitratos hasta 45 veces mayores que la concentración natural (Libra *et al.*, 1990).

Toxicidad de los nitratos

La toxicidad de nitratos y nitritos se conoce desde fines del siglo pasado. Ya en 1895, Mayo describió algunas intoxicaciones en ganado y las atribuyó a la ingestión por nitritos. Conway (1945), asoció por primera vez la metemoglobinemia fatal en un infante con la ingestión de agua de pozo contaminado con nitratos. Desde entonces hasta 1979 se había reportado cerca de dos mil casos similares en todo el mundo, aproximadamente el 10 % de los cuales causaron la muerte de los afectados.

Altos niveles de nitratos en el suelo pueden conducir a niveles relativamente altos de nitratos en el agua de consumo, lo cual afecta adversamente la salud humana (Picone *et al.*, 2003). Ya que los NO_3 se reducen a NO_2 en el tracto intestinal y estos en la sangre oxidan el hierro de la molécula de hemoglobina, pasando a metahemoglobina, incapaz de transportar oxígeno provocando en infantes la enfermedad conocida como metahemoglobinemia o "enfermedad del niño azul". Aunque la formación de metahemoglobina es un proceso reversible, si puede llegar a provocar la muerte, especialmente en niños ("síndrome del bebé azul"). La población de alto riesgo son los lactantes que tienen una acidez estomacal baja, lo que permite el crecimiento de ciertos tipos de bacterias en el estómago y los intestinos, y si se alimenta a un niño con fórmula preparada con agua contaminada con nitratos, estas bacterias pueden convertir los nitratos en nitritos (Leanza *et al.*, 2005).

Calidad del agua

El agua tiene una composición precisa de una molécula de oxígeno y dos de hidrógeno (H_2O), por lo que es más fácil identificar los compuestos ajenos a ella. Sin embargo, saber definir cuáles son los contaminantes es difícil. Es un hecho que el agua rara vez se encuentra en forma pura, sino que se encuentra en la naturaleza con otros compuestos disueltos en ella, básicamente sales minerales (Gómez *et al.*, 2007).

Además del nivel de aporte de NO_3 , existen otros factores que pueden hacer variar el contenido de NO_3 del agua subterránea. Contenidos bajos de oxígeno (O_2) disuelto en agua y abundante presencia de materia orgánica en la misma crean condiciones favorables para la desnitrificación, proceso en el que las bacterias anaeróbicas facultativas utilizan el NO_3 como aceptor de electrones y la materia orgánica como fuente de energía, perdiéndose parte del N en forma gaseosa (N_2 , N_2O), las deficiencias de O_2 también inhiben el proceso de formación de NO_3 a partir del amonio. En consecuencia ambos procesos

determinan una disminución de NO₃ en las aguas subterráneas (Leanza *et al.*, 2005).

Atributos del manto freático

Se define un manto freático como aquella formación geológica capaz de almacenar y transmitir agua susceptible de ser explotada en cantidades económicamente apreciables para atender diversas necesidades (García *et al.*, 1994).

Si se admite que los acuíferos reciben agua de la precipitación (aunque puede recibirla por otras vías), se pueden definir tres zonas: zona de alimentación o recarga, zona de circulación y zona de descarga. La zona de alimentación es aquella donde el agua de precipitación se infiltra. La zona de descarga es la zona donde el agua sale del acuífero, como puede ser un manantial o la descarga al mar o a un río. La zona de circulación es la parte comprendida entre la zona de alimentación y la zona de descarga, en donde el agua se desplaza por gravedad (Gómez *et al.*, 2007).

Estudia el almacenamiento, circulación y distribución de las aguas terrestres en las zonas saturada y no saturada de las formaciones geológicas, teniendo en cuenta sus propiedades físicas y químicas, sus interacciones con el medio físico y biológico y sus reacciones a la acción del hombre (García *et al.*, 1994).

Desde el punto de vista cualitativo la porosidad es la capacidad de una roca de tener poros, entendiendo por poro cualquier espacio de una masa rocosa que no esté ocupado por un material sólido, sino por un fluido (agua, aire, petróleo,..). Cuantitativamente, la porosidad se define como el espacio total ocupado por poros en un volumen determinado de roca.

$$\text{Porosidad total } m = (V_h / V) 100$$

V_h: Volumen de huecos

V: Volumen total

Porosidad de algunos tipos de rocas (en %): Gravas, 25-40; arenas y gravas, 25-30; arenas, 25 a 47; arcillas, 44-50; limos, 34 a 50; caliza, 1-17; arenisca, 4-26; yeso, 4

El interés hidrogeológico se centra en los poros intercomunicados, de manera que se define en función de su tamaño, el agua circulará más o menos libremente. A grandes rasgos, distinguimos tres tipos de porosidad:

Microporosidad <0.1 mm

Porosidad capilar 0.1-2 mm

Macroporosidad > 2 mm

Aspectos básicos en la contaminación del manto freático

La acumulación de nitratos en las aguas subterráneas y superficiales junto con su excesiva presencia en alimentos hortícolas constituye un problema ambiental y sanitario creciente. Esta acumulación es atribuida a las inadecuadas prácticas agrícolas y ganaderas. Centrándonos en el ámbito agrícola la fuente fundamental de este tipo de contaminación es la aplicación excesiva o inadecuada de fertilizantes nitrogenados minerales u orgánicos (Ordoñez *et al.*, 1997).

La mayor parte del nitrógeno aportado al suelo, como urea o amonio, se transforma en un plazo de pocos días en nitrato, por la acción de las bacterias *Nitrosomonas spp.* y *Nitrobacter spp.* El nitrógeno en forma de nitrato es muy móvil en el suelo debido a su elevada solubilidad y escasa retención por el complejo de cambio iónico, al tener el mismo tipo de carga eléctrica. En condiciones de elevadas precipitaciones o riego abundante se facilita su movimiento vertical en el perfil del suelo hacia profundidades alejadas de la raíz, donde el nitrato no puede ser absorbido por la planta. Finalmente el nitrato es transportado por el flujo de agua hacia las corrientes subterráneas, siendo este fenómeno conocido como lixiviación (Embleton *et al.*, 1992).

Las concentraciones elevadas de nitrato en las aguas superficiales son las causantes de la eutrofización (desarrollo incontrolado de algas superficiales que producen hipoxia en las aguas), mientras que su presencia en aguas subterráneas (empleadas como agua para consumo) constituye un riesgo para la salud, al ser el nitrato una molécula precursora de compuestos tóxicos.

Además de la lixiviación existen otros procesos importantes de pérdidas de nitrógeno, siendo el más representativo la desnitrificación. Es este proceso bacteriano (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Paracoccus*) el nitrato es transformado en N₂O o N₂ que finalmente se difunden hacia la atmósfera. El proceso es favorecido por altas concentraciones de nitrato, elevada humedad, bajo contenido de O₂ y pH elevado. Estos compuestos gaseosos además de suponer una pérdida de nitrógeno son nocivos para la capa de ozono y favorecen el calentamiento de la atmósfera (Linzmeier *et al.*, 2001).

Contaminación por iones nitratos

Las prácticas modernas de producción agrícola tienen efectos deprimentes sobre el medio ambiente, ya que al utilizar en manera desmedida fertilizantes solubles de síntesis artificial se tiene un efecto negativo sobre los microorganismos del suelo, provocando que disminuya la fertilidad del mismo, también hay una disminución en la materia orgánica del suelo y con esto se incrementa la erosión por efecto del agua y viento; al perderse la capacidad del suelo de retención de agua, la lixiviación de los nitratos aplicados como fertilizantes se da con mayor facilidad dando como resultado la contaminación de los acuíferos.

Del nitrógeno aplicado a muchos cultivos solamente un 10-50 % suele ser absorbido por las plantas, mientras que el restante es susceptible de lixiviarse a las aguas subterráneas y superficiales (produciendo su eutrofización) o de perderse en forma gaseosa (Gonzales *et al.*, 1997)

Los procesos de transformación y transporte, que puede presentar el nitrógeno inorgánico en el suelo, son: volatilización (en forma de amoníaco), mineralización (paso de nitrógeno orgánico a inorgánico), adsorción de amonio por las partículas de arcilla, inmovilización biológica (incorporación del nitrógeno al protoplasma de microorganismos), extracción por la planta (absorción de nitratos y amonio), desnitrificación (pérdida de nitrógeno en forma de óxidos de nitrógeno), lixiviación de nitratos y amonio hacia estratos profundos del perfil del suelo, descarga de nitrógeno a través del escurrimiento superficial y drenaje subterráneo. La planta puede aprovechar de 33 a 80 % del nitrógeno aplicado como fertilizante, lo que depende del cultivo y de la dosis aplicada. Una parte del nitrógeno no aprovechado se pierde junto con las aguas del escurrimiento superficial y del drenaje subterráneo, contaminando las aguas naturales superficiales y subterráneas. (Adetunji, 1994; Errebhi *et al.*, 1998).

Características de los nitratos y nitritos

Debido a sus propiedades físicas, no pueden olerse ni sentirse y su presencia en concentraciones potencialmente peligrosas, es detectada cuando se manifiesta un problema de salud. En general, los nitratos (sales del ácido nítrico, HNO_3) son muy solubles en el agua debido a la polaridad del ion (Valcarce *et al.*, 2001).

Los nitritos (sales del ácido nitroso, NHO_2) son solubles en agua y, por lo general, más estable que el ácido del que provienen. Se forma naturalmente a partir de los nitratos, ya sea por oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno en los sistemas acuáticos y terrestres de producción bacteriana, estos son menos estables en el agua que el ion nitrato, es muy reactivo y puede actuar como agente oxidante y reductor, por lo que solo se encuentra en cantidades apreciables en condiciones de baja oxigenación. Esta es la razón de que los nitritos se transformen rápidamente para dar nitratos, y de que, en general, estos últimos predominen en las aguas, tanto como superficiales como subterráneas, así como en el ambiente (Gómez *et al.*, 2007).

A menudo es difícil precisar el origen de la contaminación, debido a que puede provenir de muchas fuentes. La entrada de los nitratos a las aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas. Los procesos naturales incluyen la precipitación, el intemperismo de los minerales y descomposición de la materia orgánica. Los nitratos provenientes de las actividades humanas incluyen: la escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y tanques sépticos, fertilización excesiva con nitrógeno, deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Valcarce *et al.*, 2001).

Causas principales de la contaminación.

Las fuentes de nitrato en agua subterránea se pueden dividir en: naturales, residuos orgánicos, agricultura e irrigación. Se han realizado diversas investigaciones para conocer la relación entre la calidad del agua subterránea y las actividades agrícolas. Hall (1992), determinó la existencia de una relación directa entre la cantidad de nitrógeno aplicado al suelo como fertilizante, principalmente estiércol, y la concentración de nitrato en agua subterránea. Hudak (2000) encontró una relación inversa entre la concentración de NO_3^- y la profundidad de los pozos. Paramasivam *et al.* (2001) midieron concentraciones menores a 10 mgL^{-1} de N-NO_3^- bajo la zona radicular (2.4 m) de un cultivo de cítricos. Se han registrado mayores concentraciones de NO_3^- en agua subterránea en años secos respecto a los años húmedos (Óenema *et al.*, 1998). Kaçaroglu y Günay (1997), indicaron que la concentración de NO_3^- es menor en la época de lluvias y mayor en la época de estiaje. La actividad agrícola (especialmente la fertilización) es la principal fuente de niveles altos de nitratos, los pozos someros (de menos de 30 m de profundidad) son los más vulnerables (Spalding y Exner 1993, Mueller *et al.* 1995, Nolan *et al.*, 1997). Kolpin *et al.* (1994), encontraron que los acuíferos no consolidados tuvieron concentraciones más altas que los acuíferos consolidados. Pacheco *et al.* (2001) reportan concentraciones de 7 a 156 mgL^{-1} en 12 pozos de agua potable en Yucatán,

México. Antón y Díaz (2000) registraron 80 mgL⁻¹ de nitrato en agua subterránea del Valle del Mezquital, México; el origen de este nitrato está ligado a la presencia de nitrógeno en el agua residual utilizada para riego.

Fuentes naturales de nitrato

El ion nitrato es la forma termodinámica estable del nitrógeno combinado en los sistemas acuosos y terrestres oxigenados, de forma que hay una tendencia de todos los materiales nitrogenados a ser convertidos a nitratos en estos medios. Las pequeñas cantidades de nitrógeno que contienen las rocas ígneas pueden proporcionar algún nitrato a las aguas naturales en el proceso de meteorización (Valcarce *et al.*, 2001).

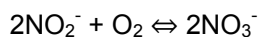
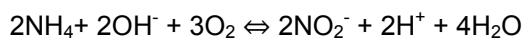
Todos los compuestos del nitrato son altamente solubles en agua y cualquiera de ellos que se forme en este proceso, se encontrará en solución. Los minerales que contienen nitratos son muy raros, solamente los salitres (nitrato de sodio y nitrato de potasio) son los más difundidos. Los yacimientos de nitrato de sodio en Chile, tienen importancia mundial. Una parte del óxido nítrico y el dióxido de nitrógeno presentes en el aire se producen por procesos naturales, inducidos por los rayos, las erupciones volcánicas y la actividad bacteriana del suelo, pero las concentraciones resultantes en el aire son virtualmente insignificantes. Estos compuestos se convierten en fuentes naturales de nitrato, ya que la principal forma de eliminación atmosférica de los óxidos de nitrógeno se realiza mediante su oxidación a ácido nítrico, y este es mucho más hidrosoluble y se absorbe más fácilmente en la superficie a partir de partículas en suspensión (Gómez *et al.*, 2007).

Los nitratos también existen en forma natural en algunos alimentos, particularmente en algunos vegetales. Los nitritos se forman por la oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno en el medio acuático o terrestre, o por la reducción bacteriana del nitrato. Son productos intermedios del ciclo completo

de oxidación-reducción y sólo se encuentran presentes en condiciones de baja oxidación. El nitrito en comparación con el nitrato, es menos soluble en agua y menos estable (García *et al.*, 1994).

Los nitratos en las aguas superficiales y subterráneas se derivan de la descomposición natural, por microorganismos, de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales.

El ion amonio formado se oxida a nitritos y nitratos según un proceso de oxidación biológica (nitrificación) en dos fases:



Estas dos reacciones son mediadas por distintos microorganismos: la primera reacción por bacterias *Nitrosomonas* que son quimiolitótróficas y la segunda, por bacterias *Nitrobacter*, las cuales obtienen casi toda su energía de la oxidación de nitritos. Aunque la presencia natural de nitratos y nitritos en el medio ambiente es una consecuencia del ciclo del nitrógeno, por lo común los nitritos se encuentran en muy bajas concentraciones (OPS, OMS, 1980).

Fuentes artificiales de nitrato

La producción agrícola depende en gran medida de que los suelos sean capaces de desarrollar cultivos con un buen rendimiento y esa capacidad es establecida por su fertilidad. El contenido de nutrientes de origen natural en los suelos, generalmente no es suficiente para lograr una fertilizantes naturales orgánicos y químicos. El nitrógeno es un nutriente vital para las plantas, quienes lo utilizan en la síntesis de proteínas para su crecimiento. Los fertilizantes nitrogenados aportan el nitrógeno necesario y a su vez, algunos de ellos son

fuentes importantes de nitratos, dando lugar a través de su uso a un incremento de la presencia y concentración de éste en el medio.

(Gómez *et al.*, 2007).

Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

a) Nítricos: aportan el nitrógeno entre el 11 y el 16 % en forma de nitratos.

Ejemplos: NaNO_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, KNO_3 .

b) Amónicos: aportan el nitrógeno en alrededor del 21 % en forma de amonio.

Ejemplo: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$

c) Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20 y 34 % en formas de nitratos y amonio.

Ejemplos: $(\text{NH}_4)\text{NO}_3$, $\text{Ca}(\text{NH}_4)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

d) De amidas: aportan en nitrógeno entre el 21 y el 45 % en forma de amidas.

Ejemplo: urea y cianamida de calcio. La acción de éstos es más lenta pues el nitrógeno amídico deberá transformarse en nitrógeno amónico y de nitratos. El nitrato de amonio es uno de los fertilizantes nitrogenados más empleados en la agricultura, se obtiene industrialmente a partir del amonio y del ácido nítrico y su composición en nitrógeno es del 33 al 34.5 %.

La producción mundial de fertilizantes nitrogenados crece constantemente. Los niveles de aplicación son superiores en los países desarrollados (120-550 kg de N/Ha de suelo cultivable) que en los países en desarrollo (30 kg de N/Ha como promedio), aunque países como México y Cuba aplican 44 y 77 kg N/Ha respectivamente (García *et al.*, 1994). La circunstancia de que las plantas no pueden utilizar completamente el nitrógeno del suelo, reviste gran importancia. La utilización del nitrógeno puede oscilar entre 25 a 85 % según el cultivo y las técnicas agrícolas; por lo tanto, a fin de obtener una máxima producción, se aplica un exceso del fertilizante nitrogenado al suelo, razón por la cual aumenta substancialmente el arrastre de nitrógeno por las aguas pluviales (OPS, OMS., 1980).

Excretas animales.

Otra fuente importante de nitratos son las excretas de animales, las cuales contienen grandes cantidades de sustancias nitrogenadas susceptibles de convertirse a nitritos y posteriormente a nitratos. El problema reviste caracteres más agudos cuando la explotación es intensiva, una práctica común en América del Norte. Así por ejemplo, un novillo de 450 kg de peso excreta alrededor de 43 kg de nitrógeno por año, por lo que un lote de engorda de 3200 cabezas producirá 1400 toneladas anuales, en una superficie relativamente reducida, esto es, una cantidad equivalente a la que producirían 260 000 personas. Por lo tanto, estos lotes de engorda se constituyen en fuentes de “superficie reducida” de arrastre de nitrógeno. Sólo el 10 % de estas excretas vuelve a las tierras cultivadas, pudiendo el resto ser arrastrado o percolado para llegar a las aguas superficiales o mantos freáticos, se ha comprobado que la concentración total de nitrógeno en distintos arrastres de aguas pluviales puede oscilar entre 50 y más de 5500 mg/l, lo cual demuestra la existencia de un problema considerable de contaminación ambiental (García *et al.*, 1994).

Desechos municipales, industriales y del transporte.

Las descargas de desechos municipales e industriales constituyen fuentes concentradas de compuestos de nitrógeno que, en gran medida, son depositadas directamente en las aguas superficiales. La cantidad de nitrógeno en los desechos humanos se estima en unos 5 kg por persona por año. Los iones amonio en el efluente de tanques sépticos se pueden convertir rápidamente en nitratos, que pueden penetrar hasta cierta distancia del tanque. Los cienos en las instalaciones de tratamiento y tanque sépticos, también se deben de evacuar y representan otra fuente significativa de contaminación por nitrógeno. Los procedimientos de evacuación de residuos sólidos, especialmente los terraplenes sanitarios y vaciaderos, pueden constituir una fuente de contaminación del agua por compuestos del nitrógeno. Es fundamental la diferenciación entre la contaminación por fuentes puntuales fácilmente identificables y la contaminación

difusa. La principal preocupación es la carga contaminante al subsuelo asociada con saneamiento sin alcantarillado que emplea en áreas residenciales, tanques o fosas sépticas y letrinas. El riesgo potencial de contaminación por nitratos proviene de las unidades de descomposición de excretas *in situ*, esto se hace evidente, si consideramos que el promedio del nitrógeno que llega al agua subterránea proveniente de una familia formada por cuatro personas que descarga sus tanques sépticos en suelos arenosos es de aproximadamente 7.5 kg cada año, lo que representa el 35 al 40 % del total depositado. En dependencias con las condiciones hidrogeológicas, estos valores pueden fluctuar desde el 25 al 60 %. Por lo tanto, una población de 20 personas/Ha representa una descarga de hasta 100 kg /Ha /año que si fuera oxidada y lixiviada con 100 mm/año de infiltración, pudiera resultar en una descarga local de aguas subterráneas que alcancen una concentración de 440 mg/l, por lo que puede hacerse una estimación del grave problema ecológico al que se enfrentan las áreas a las que llegan las aguas residuales de los grandes asentamientos humanos. Se considera que la oxidación del amoníaco de las descargas de tanques sépticos es la principal fuente de contaminación del agua subterránea en Buenos Aires Argentina, en donde cerca de un 60 % de la población continúa sin alcantarillado. A ello, se suma la descarga al suelo de desechos nitrogenados de la industria alimentaria y la infiltración de las aguas servidas por fugas de áreas con alcantarillado. Por otra parte, la gran mayoría de las lagunas de estabilización presentan fugas equivalentes a una infiltración de más de 10 a 20 mm/día, resultando en otra fuente de contaminación de nitratos para las aguas subterráneas (García *et al.*, 1994).

El contenido de nitrógeno de los desechos industriales es sumamente variable; las industrias del combustible y la elaboración de alimentos y las refinerías del petróleo, pueden constituir fuentes importantes de contaminación por nitrógeno. Los óxidos de nitrógeno descargados a la atmósfera por fuentes artificiales, como los automotores, el consumo de combustibles fósiles y los procesos industriales, ascienden a cerca de 50 millones de toneladas por año en escala global (OPS, OMS., 1980). Otras fuentes locales pueden ser: la fabricación de ácido nítrico, la galvanoplastia y los procesos de fabricación de explosivos. Tal

como ocurre con los originados de forma natural, una parte considerable de estos óxidos es eliminada de la atmósfera y el nitrógeno vuelve a la superficie terrestre en forma de nitratos, aunque puede señalarse que generalmente ésta es una fuente de poca importancia. El origen de la contaminación es muy variado, como se mencionó anteriormente. Se pueden citar como causantes a los desechos urbanos e industriales, los drenados por la agricultura de minas, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas, los subproductos de los procesos industriales y la ruptura de drenajes, entre otros. No hay duda que el agua no sólo disuelve, sino, además, arrastra y emulsiona a gran número de compuestos con los que entra en contacto a lo largo de su ciclo y, por lo tanto, modifican su calidad. El problema del agua es complejo; para poderla usar se necesita que tenga la calidad adecuada y que exista en cantidad suficiente durante un período y época del año determinados. Para evaluar la cantidad disponible de agua, tomando en cuenta su calidad, se utilizan índices de calidad del agua. En México, se desarrolló un índice conocido como potencial de uso (PU). Con él se toma en cuenta la calidad del agua a partir de la información disponible, por medio de la caracterización de los cuerpos de agua, el empleo que se les va dar y la cantidad disponible, determinando el número de veces que los parámetros, de los que se tiene información para una región dada, exceden el criterio de un uso determinado (Embleton *et al.*, 1992).

Absorción y distribución de los nitratos en los seres vivos

En los humanos, el nitrato ingerido se absorbe rápidamente en el intestino delgado y se distribuye en el organismo, el nitrato llega al intestino grueso a través de la sangre y ahí se convierte rápidamente, en parte por los microorganismos fecales en nitrito, el cual es muy reactivo y se reabsorbe a la sangre. Esta reducción requiere la acción de la nitrato reductasa, enzima presente en las plantas y varios organismo (Gómez *et al.*, 2007).

Después de la absorción, tanto nitratos como nitritos se distribuyen con rapidez a todos los tejidos. En las ratas se ha demostrado que los nitritos atraviesan la barrera placentaria. No se ha demostrado que los nitritos se bioacumulen.

Una vez en la sangre, el nitrito reacciona con el ion ferroso (Fe^{2+}) de la desoxihemoglobina, formando methemoglobina en la cual el hierro se encuentra en estado férrico (Fe^{3+}), por lo que es incapaz de transportar el oxígeno.

En el hígado, los nitratos se convierten rápidamente en metabolitos desnitrogenados y nitritos inorgánicos, los cuales son excretados con la orina. Así, entre el 60 y el 70 % de las dosis de nitratos ingerida se excreta con la orina durante las primeras 24 horas.

Las normas sanitarias de los Estados Unidos (Boyce y Fernández, 1994), de México (Norma Oficial Mexicana NOM-012-SSA1, 1994) y de Francia (Malleville y Chambolle, 1990) indican que la concentración máxima permisible de nitrógeno nítrico en el agua potable es de 10.5 a 11.3 mg L⁻¹ N-NO₃⁻ y la de nitrógeno amoniacal es 0.4 mg L⁻¹ N-NH₄⁺. La presencia excesiva de nitratos y amonio en el agua potable causa enfermedades en los humanos y animales y eutroficación en las aguas superficiales (Boyce y Fernández, 1994).

El exceso de nitratos puede causar methemoglobinemia, que es una forma de anemia; el exceso de amonio afecta los procesos de metabolismo y puede provocar cáncer de estómago o de otras partes del sistema digestivo. (Bockholt *et al.*, 1991; Harris y Parish; Goss *et al.*, 1993; Scholefield *et al.*, 1993).

Impacto en el Ecosistema

La pérdida de N a través de las aguas superficiales da lugar, por ejemplo, al crecimiento explosivo de algas, que ocasiona trastornos en el equilibrio biológico (incluyendo mortandades de peces). Así ocurre tanto en las aguas continentales

(acequias, ríos, lagos) como costeras. El agua subterránea se contamina fundamentalmente por la presencia de nitratos. En todos los países el agua subterránea es una reserva importante de agua potable. En varias zonas, este recurso hídrico está contaminado hasta el punto de que ya no cumple las condiciones establecidas en las normas actuales para el consumo humano (Gómez *et al.*, 2007).

Factores que influyen en la contaminación de acuíferos

A) *Las características endógenas del acuífero*, que pueden favorecer, retrasar e incluso impedir la llegada del contaminante a la masa de agua; estos rasgos hidrogeológicos -textura, estructura, características geoquímicas, etc. condicionan el grado de vulnerabilidad del acuífero.

B) *Factores exógenos*, asociados por una parte, a las condiciones climatológicas -pluviometría, humedad, temperatura, y por otra, a los rasgos de la intervención humana en la actividad potencialmente contaminante: naturaleza y cuantía de la carga contaminante y distribución espacial y temporal de su aplicación al terreno, (Gómez *et al.*, 2007).

La oxidación del amonio a nitrato es más efectiva si la penetración del agua es intermitente ya que entonces se permite la reaireación periódica. Las reacciones son notablemente más lentas en invierno que en verano.

El paso del soluto a través de la zona de aireación, aun en el caso de no existir fenómenos químicos puede durar años, debido a la baja velocidad del agua en su movimiento de percolación. Existen, sin embargo, fenómenos de tipo pulsatorio, donde se produce una especie de onda de presión, y gracias a los cuales, el grado de saturación del terreno (no de las partículas de agua por si mismas) se transmite, en forma ondulatoria, en semanas o meses. De todas formas, y en circunstancias favorables, el soluto puede alcanzar la superficie piezométrica en cuestión de horas, aunque un orden más realista sería de días o

semanas. Una vez que la contaminación alcanza la zona saturada, suele extenderse lateralmente y moverse en la dirección general del flujo subterráneo (Gómez *et al.*, 2007).

En los acuíferos confinados el flujo es predominantemente horizontal, debido a la presencia de estratos confinados, a menos que exista una importante pendiente en la formación. En los acuíferos libres, el flujo también es fundamentalmente horizontal, aunque existe un cierto componente vertical en el movimiento (Valcarce *et al.*, 2001).

El ciclo del nitrógeno

Para maximizar la eficiencia de uso de N debemos conocer la dinámica del nutriente en el sistema suelo-planta-atmósfera y como el manejo de suelos y cultivos afecta esta dinámica. La Figura 1 muestra un esquema del ciclo terrestre del nitrógeno con las distintas fracciones y transformaciones que las relacionan.

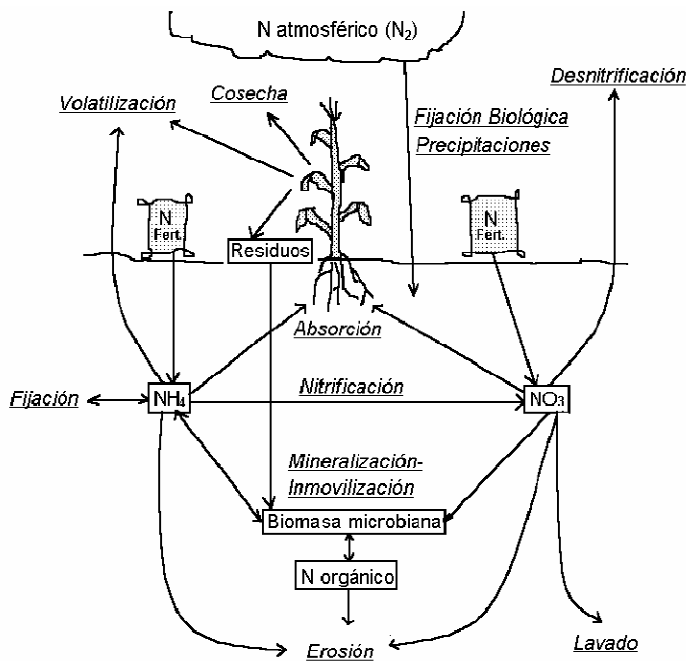


Fig. 1. Representación del ciclo del nitrógeno en ecosistemas agrícolas.

La principal fuente de N se halla en la atmósfera como N^2 el cual representa aproximadamente 78% de la composición del aire. Las plantas no pueden absorber directamente el N^2 del aire y este debe ser fijado por microorganismos de vida libre o simbiótica. La fijación biológica de N^2 resulta en la formación de compuestos orgánicos nitrogenados, los cuales ingresan directamente a la planta en el caso de las asociaciones simbióticas, o deben ser mineralizados para ser absorbidos por los cultivos (Rizzalli *et al.*, 1984; Grattone *et al.*, 1991; Echeverría *et al.*, 1993).

Mineralización

En el suelo el N se halla fundamentalmente en forma orgánica, la cual representa entre 95% y 98% del N total. El N orgánico es transformado a amonio (NH_4^+) por la acción de la biomasa microbiana. A su vez el NH_4^+ es oxidado a nitrato (NO_3^-) también por la microflora del suelo. El NH_4^+ y el NO_3^- del suelo pueden ser absorbidos por las plantas o asimilados por la biomasa microbiana del suelo para sintetizar su propio protoplasma (Navarro *et al.*, 1991).

Amonización

Dentro del término mineralización se engloban dos procesos: *amonización*, que es el pasaje de N orgánico a NH_4^+ , y *nitrificación*, que es la oxidación de NH_4^+ a NO_3^- . La *inmovilización* representa la transformación de NH_4^+ y NO_3^- en N orgánico. La *amonización*, *nitrificación* e *inmovilización* son procesos llevados a cabo por la microflora del suelo. Estos procesos ocurren simultáneamente en el suelo y el balance puede resultar en mineralización o inmovilización neta de N (Navarro *et al.*, 1991).

Esta es la primera transformación que sufre el nitrógeno orgánico. Es soluble en agua pero queda retenido por el poder absorbente del suelo, al tener carga (+). Se encuentra poco nitrógeno amoniacal en el suelo, ya que es solo una

forma transitoria que se transforma rápidamente en nitrógeno nítrico, siendo esta la segunda fase de la mineralización. Esta transformación se realiza cuando llega el buen tiempo de la primavera. Por el contrario, cuando la temperatura es bastante baja o en las capas profundas del suelo, donde la aireación es limitada, el nitrógeno permanece mucho más tiempo en estado amoniacal (Valcarce et al., 2001)

Nitrificación

O transformación del nitrógeno amoniacal en nítrico. Es la etapa final de la descomposición de la materia orgánica, que se desarrolla en dos fases sucesivas, bajo la acción de dos grupos de bacterias oxidantes aerobias.

1* La nitrosación: en la que el amoniaco y sales minerales pasan a ácido nitroso (HNO_2) y nitritos (NO_2^-), por medio de bacterias del tipo nitrosomas.

2* La nitratación: en la que una nueva oxidación por bacterias del tipo nitrobacters transforma el ácido nitroso y los nitritos en ácido nítrico (HNO_3) y nitrato (NO_3^+).

La nitrificación se realiza mejor en un medio neutro o ligeramente alcalino y en un suelo aireado. El calor y el laboreo del suelo favorecen la nitrificación. La temperatura y la sequía son los dos factores más favorables para una nitrificación intensa. Debemos tener en cuenta el aporte de materia orgánica, debido a la relación C/N, esta suele tener un valor en la capa arable de un suelo agrícola de 10-12.

Cuando se añade materia orgánica a suelo con una relación 20-25 o menor, se produce una mineralización neta, sin embargo, si los valores son más altos, entonces los microbios que degradan esta materia orgánica consumen más amonio que el que se produce en la descomposición y el resultado es una inmovilización neta de N (esta regla es aproximada, debido a la multitud de factores que pueden influir).

Bajo condiciones adecuadas, la nitrificación puede transformar del orden de 10-70 kg./N/ha/día. Esto implica que un abonado en forma amónica puede transformarse casi totalmente en nitrato en unos pocos días si la humedad y temperatura del suelo son favorables.

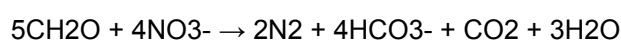
El nitrógeno en estado nítrico y en nitratos es extremadamente soluble en agua, y no es retenido por el suelo debido a su carga (-). Sin embargo los nitritos tienen una existencia muy breve en el suelo ya que se trata de un producto intermedio entre la forma amoniacal y el nitrato, así pues este estado no debe preocuparnos en la contaminación del agua.

Una vez se ha llegado a nitrato, se ha cerrado el ciclo principal, ya que es en este estado en el que es aprovechable por la planta (Santibáñez, 1992).

Desnitrificación

Es la reducción biológica de NO₃⁻ a formas gaseosas, principalmente óxido nitroso (N₂O) y N₂, que se pierden a la atmósfera. La liberación de N₂O y NO a la atmósfera tiene implicancias ambientales porque ambos gases afectan la concentración de ozono en la estratósfera y el N₂O es uno de los gases que contribuye al efecto invernadero y al cambio climático. La desnitrificación ocurre en anaerobiosis, en presencia de bacterias desnitrificadoras y con disponibilidad de C. Las pérdidas por desnitrificación de N aplicado como fertilizante pueden llegar al 70%, con valores modales que varían entre 2,5 y 50% de pérdida.

La reducción de nitratos, o desnitrificación, por materia orgánica se encuentra bien estudiada y documentada para suelos y sedimentos marinos. Además, numerosos estudios han mostrado que puede ser también importante en acuíferos. El proceso es catalizado por bacterias, y puede ser escrito como:



Aunque en principio tanto la disponibilidad de materia orgánica como la presencia de nitrato pueden influir en que se lleve a cabo la desnitrificación, parece ser en la mayoría de los casos que es la reactividad de la materia orgánica el factor realmente limitante y condicionante de esta reacción (Santibáñez, 1992).

Ley de aguas nacionales

En México el uso y manejo de las aguas mexicanas está regulado en el decreto de LEY DE AGUAS NACIONALES, que entre otras cosas establece que:

a) Debe haber un mejoramiento permanente del conocimiento sobre la ocurrencia del agua en el ciclo hidrológico, en su explotación, uso o aprovechamiento y en su conservación en el territorio nacional, y en los conceptos y parámetros fundamentales para alcanzar la gestión integrada de los recursos hídricos, así como la realización periódica de inventarios de usos y usuarios, cuerpos de agua, infraestructura hidráulica y equipamiento diverso necesario para la gestión integrada de los recursos hídricos;

b) proporcionar atención prioritaria de la problemática hídrica en las localidades, acuíferos, cuencas hidrológicas y regiones hidrológicas con escasez del recurso.

Política actual del uso excesivo de fertilizantes nitrogenados en países desarrollados

El consumo medio de fertilizantes en la UE-15 asciende a 174,1 kg/ha/año. Ésta elevada dosis de abonado, unido a su uso a veces inadecuado, genera un exceso de nitrógeno en el suelo que puede oscilar entre 50-100 kg N/ha/año (EEA, 2003). Tal circunstancia provoca la contaminación de las aguas por nitratos, siendo éste uno de los mayores problemas ambientales en los países desarrollados (OECD, 2005). En España la situación general no es tan grave, pues el consumo de fertilizantes (promedio de 121,5 kg/ha/año) y el balance de

nitrógeno (40 kg N/ha/año de media) resultan ser sensiblemente inferiores a los de la UE-15 (EEA, 2003 y MIMAM, 2006). No obstante, estos datos promedio a nivel nacional enmascaran la problemática ligada a la agricultura de regadío, subsector agrícola intensivo en el uso de fertilizantes, que constituye la principal fuente de contaminación difusa de las masas de agua en España (MIMAM, 2000). Efectivamente, analizando este tipo de agricultura de forma individualizada se confirma que tanto el consumo como el balance de nitrógeno son muy elevados, superando incluso la media europea (MIMAM, 2007 y Gómez *et al.*, 2007). El impacto ambiental de tal situación resulta evidente, en la medida que la mayoría de zonas declaradas vulnerables a la contaminación por nitratos en nuestro país se localizan en zonas regadas y sus proximidades (MIMAM, 2006).

Dada esta problemática, los poderes públicos tienen ante sí el reto de diseñar e implementar los instrumentos necesarios para minimizar el impacto de la agricultura como principal fuente de contaminación difusa de las masas de aguas (Martínez y Albiac, 2004). En este sentido, en los últimos años se han puesto en marcha diferentes políticas a nivel de la UE con el propósito de corregir esta situación, tal y como apunta la EEA (2005). Entre estas políticas cabe destacar la *Directiva de nitratos*, que tiene como principal objetivo la reducción de la contaminación por nitratos de las masas de aguas procedentes de la agricultura, la nueva *Política Agraria Común* (PAC), que desde su reforma del año 1999 (Agenda 2000) supedita el pago de las ayudas a los agricultores al cumplimiento de una serie de condiciones medioambientales, y la *Directiva Marco de Aguas* (DMA), que exige implementar nuevos planes hidrológicos conducentes al “buen estado ecológico de las aguas”. El estudio teórico de las políticas de control de contaminación por nitratos comenzó ya en la década de los ochenta, a partir de los trabajos seminales de Griffin y Bromely (1982), Shortle y Dunn (1986) y Segerson (1988). Desde entonces, la comunidad científica ha seguido estudiando con intensidad esta problemática. Así, entre los trabajos más recientes en este ámbito cabe citar los de Martínez y Albiac (2006), Segerson y Wu (2006), Aftab *et al.* (2007), Seeman *et al.* (2007) y Suter *et al.* (2008). Como síntesis de todo este cuerpo de la literatura cabe destacar que las políticas destinadas a reducir el problema de la contaminación por nitratos de origen agrario puede

instrumentarse de diversas formas, especialmente a través del uso de impuestos y/o subsidios, la fijación de cuotas de emisión y la aplicación de determinados instrumentos de mercado. Teniendo en cuenta tanto los distintos instrumentos políticos teóricamente adecuados para el control de la contaminación difusa por nitratos (Martínez y Albiac, 2004; Martínez, Albiac, 2006 y Semaan *et al.*, 2007) como las características particulares de la zona de riego analizada (regadío de iniciativa privada y recursos hídricos de origen subterránea), para este trabajo se proponen los siguientes cuatro instrumentos políticos alternativos como los de mayor interés para su potencial implementación:

- *Instrumento 1.* Se propone una limitación de la fertilización nitrogenada en las explotaciones de la zona de estudio. En este sentido se han propuesto 5 niveles máximos diferentes para la implementación de este instrumento político: 120, 100, 80, 60 y 40 kg N/ha.

- *Instrumento 2.* Se trata de la implementación de un impuesto “ecológico” sobre la utilización de fertilizantes nitrogenados. De esta forma, se han generado 5 niveles diferentes para la aplicación de esta ecotasa, que varía desde 0,20 hasta 1,00 euros por kg de nitrógeno empleados en la fertilización.

- *Instrumento 3.* Se considera la introducción de un gravamen económico sobre el agua de riego. Con este propósito se han seleccionado 6 niveles de tarificación, que van desde 0,01 hasta 0,06 Euros por m³.

- *Instrumento 4.* Se basa en limitar la superficie cultivada del conjunto de cultivos más demandantes en nitrógeno, que son los potencialmente más contaminantes. Esta restricción afectaría al grupo de cultivos formado por la remolacha, el maíz y la patata. Así, se proponen 5 escenarios diferentes para la simulación, en los cuales se limita la superficie máxima para el conjunto de estos cultivos al 25, 20, 15, 10 y 5 %.

Uso de técnicas para la reducción de concentración de nitratos

El objetivo de todas las técnicas de mejora de la fertilización nitrogenada es la reducción de la concentración de nitratos en el suelo, pero sin comprometer la nutrición del cultivo. Para ello es posible recurrir a tres tipos de técnicas: el fraccionamiento de los fertilizantes (por ejemplo la fertirrigación), el uso de inhibidores de la nitrificación o la utilización de fertilizantes de liberación lenta. Esta última tecnología debido a mayor coste tiene mayor difusión en el ámbito de las áreas verdes que en la agricultura.

La fertirrigación supone un incremento significativo de la eficiencia comparado con los sistemas tradicionales, especialmente en lo que al nitrógeno se refiere (Cadahía, 2000). El aporte continuado de nutrientes de acuerdo con las necesidades de los cultivos provoca que las pérdidas puedan ser inferiores a las de una fertilización convencional. Sin embargo, fertirrigación no es sinónimo de inexistencia de pérdidas. En ensayos realizados en cítricos fertirrigados Bañuls *et al.* (2000) registraron pérdidas de N de 37%, y Urrestarazu (2000) recoge ensayos en cultivos hidropónicos fertirrigados con pérdidas importantes, de hasta un 43 y 74 % de los nutrientes aplicados dependiendo del sistema de cultivo. En condiciones de utilización óptimas de una fertirrigación de alta frecuencia se alcanza una alta eficacia, sin embargo en condiciones de campo esta máxima optimización es difícil de lograr. Por ejemplo en el caso del olivo es frecuente la aplicación de riegos muy abundantes, de más de 48 horas, durante los fines de semana debido a los menores costes energéticos, sin embargo esta práctica aporta elevadas concentraciones de nitrógeno y de agua, combinación que supone un riesgo importante de lavado de nitratos.

Los inhibidores de la nitrificación constituyen una relativamente nueva tecnología que reduce la presencia de nitratos en el suelo por métodos muy distintos a la fertirrigación, pero siendo totalmente compatible con esta. Numerosos ensayos de investigación muestran la capacidad de este tipo de moléculas para reducir la contaminación de las aguas por nitratos, así como para

simplificar las prácticas de fertilización y disminuir el contenido de nitratos en los frutos (Zerulla *et al.*, 2000, Irigoien, 2001).

Los inhibidores de la nitrificación son compuestos que, añadidos junto con los fertilizantes granulados, solubles o líquidos, retrasan la oxidación bacteriana del NH_4^+ a NO_2^- (primer paso de la nitrificación) e imposibilitan su final transformación en nitrato, NO_3^- (Trenkel, 1997; Prasad y Power, 1995).

Actualmente el inhibidor con mayor implantación comercial es el 3,4-dimetilpirazol fosfato (abreviado DMPP). Químicamente es un derivado del pirazol, que debido a los sustituyentes específicos que posee, hacen que este compuesto presente propiedades químico-biológicas más eficientes que sus predecesores, el DCD o la nitrapirina. Se trata de una molécula que actúa a muy bajas concentraciones (lo que reduce el coste de su uso) con una alta eficiencia y persistencia en el suelo. Además este inhibidor es inocuo para el resto de microorganismos presentes en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización del área de estudio

El ejido la Perla Municipio de Nazas Durango, se encuentra ubicado entre las coordenadas geográficas 25° 16' 31'' de latitud norte y 104° 7' 44'' de longitud oeste (StreetPilotGPS, 1998). Con una altura de 1120 msnm (CNA, 2002).

Características ecológicas de la región de Nazas Durango

Clima y vegetación

Su clima de verano va desde semicálido a cálido seco y en invierno desde semifrío a frío. Los meses de lluvia son de mediados de junio a mediados de octubre. El resto del año se considera seco con temperatura media anual de 21 °C y precipitación media de 224.6 mm. Koeppen lo califica dentro del tipo desértico y Thronthwaite lo califica como árido (Santibáñez, 1992).

Las condiciones climáticas determinan que los tipos de vegetación predominantes sean de matorral xerófilo con todas sus variantes (Rzedowski 1978). Los índices de evaporación son elevados, por lo que la vegetación natural existente solo es apropiada para la recolección forestal no maderable y para el pastoreo de ganado de diversa utilidad. Otro tipo de vegetación que predomina en la región es la vegetación de galería caracterizada por la presencia de sabinos, álamos y sauces.

Agua superficial y de bombeo

La utilización del agua de los ríos en la agricultura, es el sistema más antiguo en la región. El agua proviene del río Nazas, que actualmente cuenta con una compleja infraestructura hidráulica para su aprovechamiento, misma que cuenta con dos presas: la Lázaro Cárdenas (que es almacenadora) y la Francisco Zarco (que es reguladora), y una amplia red de canales principales y secundarios revestidos de cemento, derivadoras, drenes, etc. El agua de bombeo, es una fuente de agua principalmente es explotada por pequeños propietarios que cuentan con cultivos perennes como la alfalfa. Cabe mencionar que las áreas de cultivo cercanas al río, muchas tienen mantos freáticos poco profundos pueden ser tan superficiales como de 30 a 50 cm de profundidad.

Actividades agropecuarias

La principal actividad socioeconómica de la región es la agricultura, los principales cultivos son: el nogal, para la producción de nuez, la alfalfa para la producción de forraje, cacahuate, cultivos básicos como el maíz y el frijol, chile, algunas otras hortalizas como jitomate, calabazas, etc.

Muestreo de pozos.

Los muestreos de agua se realizaron en el mes de octubre del 2009, se muestrearon 3 pozos correspondientes al área agrícola, se tomaron 5 muestras a una profundidad que varió de 0 a máximo 5 cm, aleatorias de cada pozo, envasadas adecuadamente en botellas de vidrio y se etiquetaron respectivamente de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM 014-SSA1-1993.

Transporte y almacenamiento de muestras.

Las muestras se transportaron en sus contenedores respectivamente dentro de una hielera hacia el laboratorio de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro

UL, y se mantuvo refrigeración a 6 °C y en la oscuridad hasta el momento de los análisis previos como lo indica la norma antes mencionada para muestreo de agua.

Determinación de nitratos en laboratorio.

En el laboratorio de suelos de la UAAAN UL, se determinó la concentración de nitratos, de acuerdo a la siguiente metodología: Determinación de nitrato-nitrógeno en agua (Método del Ácido Salicílico)

MATERIALES

Materiales utilizados

Matraces de aforación de 1000 ml.
Matraces de aforación de 100 ml.
Matraces de aforación de 50 ml.
Pipetas volumétricas de 1 ml.
Pipetas serológicas de 10 ml.
Matraces erlenmeyer de 125 ml.
Película parafilm.
Balanza analítica.
Vasos de precipitado de 100 ml.
Fotocolorímetro de SQ 118 (espectrofotómetro).
Agitador mecánico.

Reactivos utilizados

Solución extractora al 0.2% de $\text{Ca}(\text{OH})_2$.
Ácido salicílico al 15 % (W/V). Como solución desarrolladora de color.
Hidróxido de sodio 1.7 N.

METODOLOGIA

- 1) Se midió 10 ml de agua en un matraz erlenmeyer de 125 ml.
- 2) Se le añadió 20 ml. de solución extractora y se agitó durante 15 min.
- 3) Se filtro a través del papel medio cuantitativo whatman.
- 4) Se pipeteo 1 ml del filtrado en una matraz erlenmeyer de 125 ml, se le añadió 4 ml. de acido salicílico H_2SO_4 , se agitó y se dejó reposar 20 min hasta enfriarse.
- 5) se añadió 95 ml d solución extractora de NaOH 1.7 N y se permitió que se enfriara a temperatura ambiente.
- 6) se preparo un blanco en un matraz erlenmeyer de 125 ml , se colocó 1 ml de solución extractante, 4 ml de acido salicílico / H_2SO_4 , se dejó reposar 20 min, se le añadió por ultimo 95 ml de solución NaOH 1.7 N y se enfrió a temperatura ambiente. (Este blanco se preparo junto con las muestras problema).
- 7) Se leyó en el Espectrofotómetro a 450 NM. en absorvancia y se coloco el blanco como cero.
- 8) Se leyó la curva de calibración y las muestras problema.

RESULTADOS Y DISCUSION

El amplio rango de valores observados para los resultados de este contaminante, mostraron una distribución de nitratos a nivel freático rebasando así los límites máximos permisibles para el uso y consumo humano públicos o privados según la NOM-012-SSA1-1993, que es de 10.00 Mg/L.

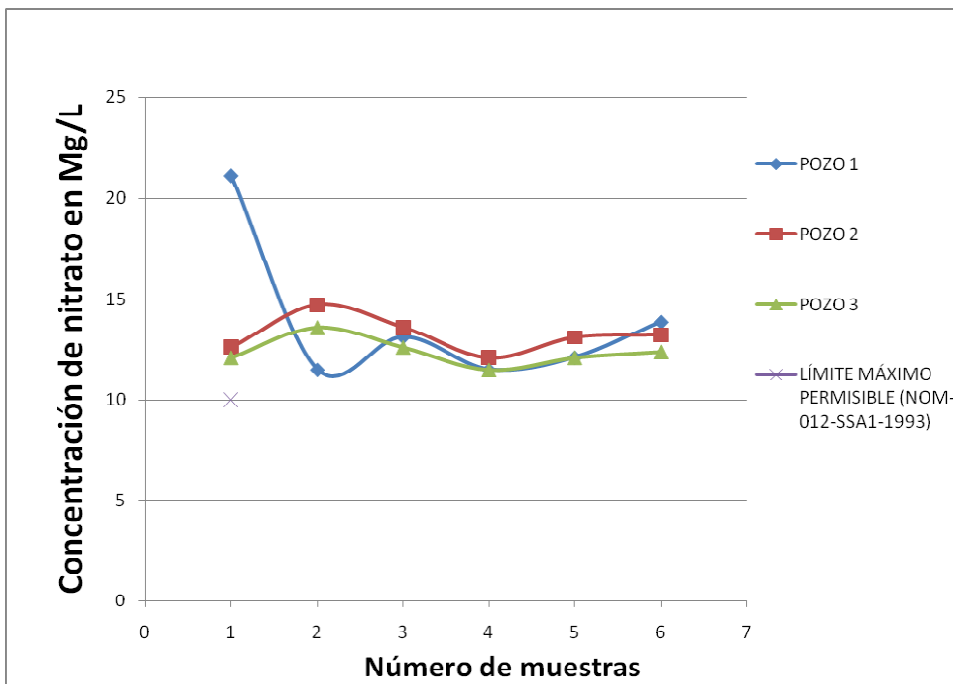


Fig 1. Concentración de nitratos en tres pozos de la zona agrícola de la región de Nazas Durango. Octubre del 2009.

La concentración más alta fue localizada en el pozo 1 (muestra 1), registrando 22 Mg/L. también en pozo 2 (muestra 2) registró una concentración de 15 Mg/L, el resto de las muestras no mostraron gran diferencia entre ellas pero se mantienen por arriba de los límites máximos permisibles.

Es casi seguro que el uso excesivo de los fertilizantes químicos nitrogenados en la región de Nazas, Durango, ocasiona que haya mas nitrógeno del que el medio necesita y debido a la solubilidad, provoca la contaminación de las aguas superficiales y posteriormente las subterráneas.

El nitrógeno en forma de nitrato es muy móvil en el suelo debido a su elevada solubilidad y escasa retención por el complejo de cambio iónico, al tener el mismo tipo de carga eléctrica. En condiciones de elevadas precipitaciones o riego abundante se facilita su movimiento vertical en el perfil del suelo hacia profundidades alejadas de la raíz, donde el nitrato no puede ser absorbido por la planta. Finalmente el nitrato es transportado por el flujo de agua hacia las corrientes subterráneas, siendo este fenómeno conocido como lixiviación (Embleton *et al.*, 1992).

Según Martínez (2006) indica que con las tasas de de fertilización nitrogenada normalmente aplicada en el Reino Unido se producen con perdidas por lixiviación de 50-60 Kg N/ha/año y midió un 58% de las entradas totales de nitratos al acuífero procedían de actividades agrícolas.

CONCLUSIONES

- ❖ Los resultados obtenidos señalan que los límites máximos permisibles están por encima de lo normal poniendo en peligro la salud de las personas que potabilizan el agua de esta región de estudio.
- ❖ La mayor parte de la contaminación por nitratos presentes provienen de la fertilización nitrogenada debido a que no es un área extensamente urbanizada y que no tiene ningún impacto de tipo ganadero.
- ❖ Si persiste la fertilización nitrogenada y las inadecuadas prácticas agrícolas no cabe duda que la concentración aumente año con año en los acuíferos de la región afectando así los alimentos hortícolas.

RECOMENDACIONES

- ❖ Adoptar políticas actuales de uso de fertilizantes nitrogenados de países desarrollados en nuestro país para mitigar la aplicación en zonas agrícolas.
 - *Instrumento 1.* Se propone una limitación de la fertilización nitrogenada en las explotaciones de la zona de estudio. En este sentido se han propuesto 5 niveles máximos diferentes para la implementación de este instrumento político: 120, 100, 80, 60 y 40 kg N/ha.
 - *Instrumento 2.* Se trata de la implementación de un impuesto “ecológico” sobre la utilización de fertilizantes nitrogenados. De esta forma, se han generado 5 niveles diferentes para la aplicación de esta ecotasa, que varía desde 0,20 hasta 1,00 euros por kg de nitrógeno empleados en la fertilización.
- ❖ Uso de técnicas para reducir la concentración de nitratos. Para ello es posible recurrir a tres técnicas (fertirrigación, uso de inhibidores de la nitrificación y el uso de fertilizantes de liberación lenta).
- ❖ Analizar los cultivos básicos y hortalizas de la región para conocer la concentración de nitratos.
- ❖ Se recomienda hacer análisis periódicos en varias estaciones del año para determinar la variación en concentración.
- ❖ Aumentar el número de pozos muestreados y también el número de muestras respectivamente para tener un criterio más amplio de la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Adetunji, M.T. 1994. Nitrogen application and underground water contamination in some agricultural soils of South Western Nigeria. Fertil. Res. 37: 159-163.

Con formato: Fuente: Español (España - alfab. tradicional)

Con formato: Sangría: Izquierda: 1 cm, Sangría francesa: 1.5 cm, Espacio Antes: Automático, Interlineado: sencillo

Aftab, A., Hanley, N. y Kampas, A. (2007): "Co-ordinated environmental regulation: controlling non-point nitrate pollution while maintaining river flows", Environmental Resource Economics, 38(4), pp. 573-593.

Antón D.J. y Díaz D.C. (2000). Sequía en un mundo de agua, Piriguazú Ediciones / CIRA-UAEM, San José / Toluca, 420 p.

Bessouat C., Castagnino G., De los Santos J., Robano M. (2001)Vulnerabilidad de un acuífero somero en medio poroso, presentado en ponencias del taller: Protección de acuíferos frente contaminación metodología. (En red). Disponible en: <http://tierra.rediris.es/hidrored/> (2002-05-09).

Bockholt, R., G. Koch, W. Ebert y E. Feddewitz. 1991. Nährstoffgehalte von Drän und Grabenwasser landwirtschaftlich genutzter Flächen im Trinkwassereinzugsgebiet der Kösterbeck. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33: 178-185

Boyce, K.A. y A. Fernández. 1994. Café y desarrollo sostenible del cultivo, agroquímico a la producción orgánica en Costa Rica. La Fundación Pro Ciencia, Arte y cultura de la Universidad Nacional. Costa Rica, Costa Rica

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Cadahía C. 2000. Fertirrigacion de cultivos horticólas y ornamentales. Mundiprensa , Madrid, 475 pp. Urrestarazu M. 200 manual de cultivos sin suelo Mundisprensa, Madrid, 648 pp.

Canter, L.W. 1990. Nitrate and pesticides in ground water : an analysis of a computer based literature research. In: Ground Water Quality and Agricultural Practices. Edited by: Deborah M. Fairchild. Lewis Publishers. pp. 153-174.

Doerfliger N., Jeannin P., Zwahlen F. (1999). Water vulnerability assessment in karst environments : a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method), Environmental Geology 39 (2), December 1999, Springer Verlag

Echeverría H., C. Navarro y F. Andrade. 1992. Nitrogen nutrition of wheat following different crops. J. Agric. Sci. (Cambridge) 118:157-163.

- Echeverría H., C. Navarro y F. Andrade. 1992. Nitrogen nutrition of wheat following different crops. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 118:157-163.
- Embleton T.W., Pallares C., Jones W.W., Summers L., Matsumura M. 1992. Nitrogen fertilization management of vigorous lemons and nitrate-pollution potencial of ground water. *Proc Int Soc Citriculture* 1, 15-19A.
- Errebhi, M., C.J. Rosen, S.C. Gupta y D.E. Birong. 1998. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. *Agron. J.* 90: 10-15
- García, R.M., García, M.M. y Cañas, P.R. 1994. Nitratos, Nitritos y compuestos de N-nitroso. Centro panamericano Ecología Humana y la Salud . Organización Panamericana de la salud. Organización Mundial de la Salud. Serie Vigilancia 13. pp. 19-27.
- Gómez-Limón, J.A. y Gómez Ramos, A. (2007): "La percepción social de la agricultura de regadío en Castilla y León". *Investigaciones Regionales*, en prensa.
- González,N., M.A. Hernández y A.V. Ruíz de Galarreta, 1997. Balance hidrológico a nivel de la zona no-saturada en un área de la cuenca de los arroyos Martín y Carnaval. La Plata, Pcia. de Buenos Aires. Argentina. III Seminar. Hispano-Arg. sobre Temas Actuales en Hidrol. Subterránea, Actas, pp 97-106. Bahía Blanca.
- Grattone F., N. Valencia, H. Echeverría, y C. Navarro. 1991. Biomasa microbial del suelo y cinética de la nitrificación en función de cambios estacionales y de manejo. *Actas XIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Abril 1991. Bariloche, Río Negro.
- Grattone F., N. Valencia, H. Echeverría, y C. Navarro. 1991. Biomasa microbial del suelo y cinética de la nitrificación en función de cambios estacionales y de manejo. *Actas XIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Abril 1991. Bariloche, Río Negro.
- Griffin, R. y Bromely, D. (1982): "Agricultural runoff as a nonpoint externality: A theoretical development", *American Journal of Agricultural Economics*, 64(3), pp. 547-552.
- Hall W.D. (1992). Effects of nutrient management on nitrate levels in ground water near Nephrata, Pennsylvania. *Ground Water* 30, 720-730.
- Harris, G.L. y T. Parish. 1992. Influence of farm management and drainage on leaching of nitrate from former flood-lands in a lowland clay catchment. pp. 203-216. In: P.A. Carling y G.E. Petts (eds.).

Lowland floodplain rivers: Geomorphological perspectives. Wiley. Chichester, UK

Hudak P.F. (2000). Regional trends in nitrate content of Texas groundwater. *J. Hydrol.* 228, 37-47.

Irigoién I. 2001. Acumulación de nitrato en espinaca (*Spinaca oleracea* L.) para congelado de la fertilización nitrogenada. Universidad Pública de Navarra. Tesis doctoral.

Kaçaroğlu F. y Günay G. (1997). Groundwater nitrate pollution in an alluvian aquifer, Eskisehir urban area in its vicinity, Turkey. *Environ. Geol.* 31, 178-184.

Kolpin D.W., Burkart M.R. y Thurman E.M. (1994). Herbicides and nitrates in near –surface aquifers in the Midcontinental United States. United States Geological Survey Water- Supply Paper 2413, 1-34.

Leanza L. N., J. Parente, M, Soto, C. Varanese, A. Bosani y P. Villalba 2005. Presencia de Nitratos en el Agua Subterránea del Norte Bonaerense. *Revista Avances en energía renovables y medio ambiente*, vol. 9.

Libra, R.D., Hallberg, G.R., y Hoyer, B.E. 1990. Impacts of agricultural chemicals in ground water quality in Iowa. *Ground Water Quality and Agricultural Practices*. Edited by: Deborah M. Fairchild. Lewis Publishers. pp. 185-215.

Linzmeier, W., Gutser, R., & Schmidhalter, U. (2001). Nitrous oxide emission from soils and from nitrogen-15-labelled fertilizer with the new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP). *Biol. Fertil. Soils* 24:103-108.

Martínez, Y. y Albiac, J. (2004): "Agricultural pollution control under Spanish and European environmental policies", *Water resources Research* 40, W10501, doi: 10.29/2004WR003102.

MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) (2000): Libro blanco del agua, MIMAM, Madrid.

MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) (2006): Perfil ambiental de España 2006, MIMAM, Madrid.

MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) (2006): Perfil ambiental de España 2006, MIMAM, Madrid.

MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) (2007): El agua en la economía española: Situación y perspectivas. Informe integrado del análisis

económico de los usos del agua en España. Artículo 5 y Anejo III de la Directiva Marco de Agua, MIMAM, Madrid.

Mueller D.K., Hamilton P.A., Helsel D.R., Hitt K.J. y Ruddy B.C. (1995). Nutrients in ground water and surface water of the United States – an analysis of data through 1992. United States Geological Survey Water-Resources Investigations Report 95-4031, 1-74.

Navarro C., H. Echeverría, M. Fonalleras y F. Manavella. 1991. Efecto de los contenidos de humedad sobre la mineralización del nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. Actas XIII Congreso Argentino d la Ciencia del Suelo. Bariloche, Río Negro.

Navarro C., H. Echeverría, M. Fonalleras y F. Manavella. 1991. Efecto de los contenidos de humedad sobre la mineralización del nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. Actas XIII Congreso Argentino d la Ciencia del Suelo. Bariloche, Río Negro.

Nolan B.T., Ruddy B.C., Hitt K.J. y Helsel D.R. (1997). Risk of nitrate in groundwaters of the United States – a national perspective. Environ. Sci. Technol. 31, 2229-2236.

Nolan, B. T. 1999. Nitrate behavior in ground water of the southeastern USA , Reston, J. Environ. Qual. 28: 1518-1527.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (2005): Agriculture, trade and the environment-the arable crop sector, OECD, Paris.

Óenema O., Boers P.C.M., van Eerdt M.M., Fraters B., van der Meer H.G.,Roest C.W.J., Schröder J.J. y Willems W.J. (1998). Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. Environ. Pollut. 102-S1,471-478.

OMS (Organización Mundial de la Salud). 1998. Guías para la calidad del agua potable: vigilancia y control de los abastecimientos de agua a la comunidad. Segunda edición. Volumen 3. OMS, Ginebra, 1998. 255 p.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). 1987. Guías para la calidad del agua potable: criterios relativos a la salud y otra información de base. Volumen 2. OPS, Washington, D.C. 1987. 350 p.

Ordoñez, R., Gonzales. P., Giráldez. J.V. 1997. Deterioro de la calidad nítrica de los acuíferos de una cuenca agrícola en el valle del Guadalquivir. Xv congreso nacional de Riegos. 25-27 Jun.

- Pacheco J., Marin M., Cabrera A., Steinich B. y Escolero O. (2001). Nitrate temporal and spatial patterns in 12 watersupply wells, Yucatan, México. *Environ. Geol.* 40, 708-715.
- Paramasivan S., Alva A.K., Fares A. y Sajwan K.S. (2001). Estimation of nitrate leaching in an entisol under optimum citrus production. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65. 914-921.
- Picone, J. I., Y.E. Andreoli, J.L. Costa, V. Aparicio, L. Crespo, J. Nannini y W. Tambascio, W. 2003. Evaluación de nitratos y bacterias coliformes en pozos de la cuenca alta del arroyo pantanoso (bs. as.) Instituto Nacional Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina, Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias (UNMDP)- Estación Experimental Agropecuaria. RIA, volumen 32 (1): paginas 99-110
- Prasad R., Power J.F., 1995 Nitrification inhibitors for agricultura, health, and the invoronment. *Advances in agriculture. International fertilizer industry association.* Paris.
- Rizzalli R., C. A. Navarro, y H. Echeverría. 1984. Efecto del manejo y estación del año sobre la capacidad de mineralización y biomasa total en un argiudol típico del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 2:61-678.
- Rizzalli R., C. A. Navarro, y H. Echeverría. 1984. Efecto del manejo y estación del año sobre la capacidad de mineralización y biomasa total en un argiudol típico del sudeste bonaerense. *Ciencia del Suelo* 2:61-678.
- Scholefield, D., K.C. Tyson, E.A. Garwood, A.C. Armstrong, J. Hawkins y A.C. Stone. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: Effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *J. Soil Sci.* 44: 601-613.
- Segerson (1988): "Uncertainty and incentives for non-point pollution control", *Journal Environmental Economics and Management*, 15(1), pp. 87-98.
- Semaan, J., Filchman, G., Scardigno, A. y Steduto, P. (2007): "Analysis of nitrate pollution policies in the irrigated agriculture of Apulia Region (Southern Italy): A bio-economic modelling approach", *Agricultural Systems*, 94(2), pp. 357-367.
- Shortle J.S. y Dunn J.W. (1986): "The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies", *American Journal of Agricultural Economics*, 68(3), pp. 668-677

Spalding R.F. y Exner M.E. (1993). Occurrence of nitrate in groundwater – a review. *J. Environ. Qual.* 22, 392-402.

Suter J.F., Vossler C.A., Poe G.L. y Segreson K. (2008): “Experiments on damage-based ambient taxes for nonpoint source polluters”, *American Journal of Agricultural Economics*, 90(1), pp. 86-102.

Trenkel, M.E 1997 . Improving fertilizer use efficiency: control-release and stabilized fertilizers in agriculture. *International fertilizer industry zssociation*. Paris.

Con formato: Español (México)

Valcarce O.R., Carrasco P.H., Jiménez H.S. (2001). Aplicación de la metodología GOD modificada, para el estudio de la vulnerabilidad del acuífero cárstico cuenca sur de la Habana, presentado en ponencias del taller: Protección de acuíferos frente a la contaminación metodología, Toluca, México.

Zerulla W., Kummer K.F., Wisseimeier A. H., Radle M. 2000. The development and testing of a new nitrification inhibitor. *International Fertiliser Society Meeting*. November 2000. London.

Con formato: Español (México)

