



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATOS
PROVENIENTES DE LA UTILIZACIÓN DE PURINES DE CERDO EN LA
AGRICULTURA**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

GABRIELA CELESTE COLLAO BARRIOS

PROFESOR GUÍA

CARLOS ESPINOZA CONTRERAS

PROFESORES INTEGRANTES

ANA MARÍA SANCHA FERNÁNDEZ

JORGE CASTILLO GONZÁLEZ

SANTIAGO DE CHILE

ENERO 2008

RESUMEN
“CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR NITRATOS
PROVENIENTES DE LA UTILIZACIÓN DE PURINES DE CERDO EN LA
AGRICULTURA”

La contaminación con nitratos de las aguas subterráneas es una preocupación a nivel mundial, que ha ido tomando mayor importancia en el último tiempo. El ciclo del nitrógeno involucra la atmósfera, el suelo y el agua, además de una serie de procesos y organismos. De este ciclo y los factores que influyen en él depende el equilibrio del nitrógeno en el ambiente. El hombre a través de diferentes actividades ha provocado cambios en el equilibrio y en el ciclo del nitrógeno, aumentando las entradas de este nutriente al suelo y el agua. La aplicación de fertilizantes y/o purines en cultivos corresponde a una de las fuentes más importantes de entrada de N al suelo y las aguas subterráneas. Por otra parte la ingesta de nitratos en el agua de consumo puede causar importantes problemas de salud en la población. Diferentes estudios han probado que altas dosis de nitratos pueden provocar metahemoglobinemia. Además los compuestos son considerados cancerígenos finales.

A través de distintos estudios y experiencias realizadas en terreno acerca de la lixiviación con nitratos se han definido los factores más relevantes que determinan la tasa de lixiviación de nitratos, estos factores son la tasa de aplicación de N, los suelos, las precipitaciones y la proporción de las distintas formas de N en el purín. Existen distintas metodologías para estudiar y cuantificar la contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, en diferentes condiciones. Por un lado están los índices de vulnerabilidad, que mediante la evaluación de factores calculan un puntaje comparativo entre distintos sitios y por otro lado están los modelos de simulación o estadísticos, que calculan tasas de lixiviación.

Se aplicó un índice de contaminación intrínseca, en el área norte de Santiago, donde la entrada de nitrógeno se debe al riego con aguas servidas de las zonas agrícolas. La comparación de los resultados obtenidos con las concentraciones de NO_3 de las aguas subterráneas en el sector mostró una clara diferencia, permitiendo concluir que la contaminación de la zona no se relacionaba con la agricultura. Debido a la extensión del área de estudio no se pudo realizar una correlación adecuada de los puntajes obtenidos con el índice y las concentraciones de NO_3 . El índice de contaminación resulta una herramienta útil siempre y cuando se aplique a escala regional y/o nacional y se pueda comparar entre distintos lugares.

Se realizó un análisis de sensibilidad a dos modelos de simulación seleccionados, MANNER y DNDC. El análisis arrojó que ambos programas pese a tener características muy distintas se comportan de manera similar frente a variaciones en las condiciones o factores requeridos para la simulación. Además se aplicaron ambos programas a tres escenarios representativos de las condiciones: más favorable, media y más desfavorable a la contaminación con nitratos por aplicación de purines en Chile. De la aplicación se concluyó que para el escenario medio y más favorable a la contaminación la lixiviación de nitratos resultaba muy alta, pronosticando un importante impacto en la calidad de las aguas subterráneas. Según estos resultados y la comparación de las tasas de aplicación registradas en Chile es claro que debemos preocuparnos y desarrollar medidas de manejo que prevenga la contaminación de los acuíferos.

Finalmente, los índices de contaminación y por sobretodo los modelos de simulación son una importante herramienta que nos puede ayudar en el futuro a desarrollar políticas de manejo que nos permitan un desarrollo sustentable de la agricultura.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	3
1.1 Introducción	4
1.2 Objetivos	6
CAPÍTULO 2: ANTECEDENTES GENERALES	8
2.1 Ciclo del Nitrógeno	9
2.1.1 Nitrógeno en el Suelo y las Aguas Subterráneas.	11
2.1.2 Transporte y Destino del Nitrógeno.	11
2.1.3 Fijación del Nitrógeno por las Plantas	12
2.2 El Nitrógeno en el Mundo.	13
2.3 Problemas de Salud Relacionados con los Nitratos.	22
2.4 Experiencias con Lixiviación de Nitratos.	23
2.5 Purines de Cerdo.	32
2.5.1 Producción de Purines.	32
2.5.2 Caracterización de Purines	34
2.5.3 Caracterización de Planteles Porcinos y sus Residuos	36
CAPÍTULO 3: METODOLOGÍAS DE ANÁLISIS DE CONTAMINACIÓN.	39
3.1 Introducción	40
3.2 Modelos de simulación	40
3.2.1 Aspectos Generales	40
3.2.2 Listado de Modelos	42
3.2.2.1 ANIMO	42
3.2.2.2 CENTURY versión 4.	42
3.2.2.3 DNDC (DeNitrification-DeComposition)	42
3.2.2.4 EPIC	43
3.2.2.5 GLEAM System	43
3.2.2.6 HYDRUS-1D	43
3.2.2.7 INIATOR	43
3.2.2.8 LEACHMN	43
3.2.2.8 MANNER	43
3.2.2.9 RZWQM Root Zone Water Quality Model	43
3.2.2.11 WAVE	44
3.2.3 Resumen de los Modelos	44
3.2.4 Experiencias con Modelos	44
3.3 Índices y Superposición	51
3.3.1 Desarrollo del Índice de Contaminación Nitratos de Canter.	52
3.3.1.1 Base Teórica	52
3.3.1.2 Identificación de los factores pertinentes.	53
3.3.1.3 Selección final de Factores	56
3.3.1.4 Asignación del peso o importancias relativa de los factores	57
3.3.1.5 Métodos para la evaluación de los factores.	58
3.3.1.6 Cálculo del Índice de contaminación	59

3.3.1.7 Prueba de Aplicación del Índice	60
---	----

CAPÍTULO 4: APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN DE NITRATOS _ 63

4.1	Introducción	64
4.2	Área de Estudio	64
4.3	Cálculo de los Factores del índice de contaminación	68
4.3.1	Cálculo Factor Tasa de Aplicación	68
4.3.2	Cálculo Factor Recarga	72
4.3.3	Cálculo Factor Suelo	74
4.3.4	Cálculo Factor Nivel Freático	76
4.4	Cálculo del índice de contaminación	78
4.5	Contaminación con Nitratos en el Área de Estudio	79
4.6	Comparación entre los resultados y los niveles de NO₃.	83

CAPÍTULO 5: SELECCIÓN Y APLICACIÓN DE LOS MODELOS MANNER Y DNDC. 85

5.1	Introducción	86
5.2	Modelos seleccionados	86
5.2.1	Generalidades	86
5.2.2	Datos de manejo de MANER:	87
5.2.3	Los datos entregados por MANNER son:	87
5.2.4	Datos de manejo de DNC:	87
5.2.5	Los datos entregados por DNDC son:	88
5.3	Análisis de Sensibilidad MANNER	89
5.3.1	Análisis para la Tasa de Aplicación de N	89
5.3.2	Análisis para las Precipitaciones	90
5.3.3	Análisis para los suelos	91
5.3.4	Análisis para el Tipo de Purín.	95
5.4	Análisis de Sensibilidad DNDC	96
5.4.1	Análisis para el contenido inicial de NO ₃ en el suelo.	96
5.4.2	Análisis para los distintos tipos de cultivos	99
5.4.3	Análisis para la Tasa de Aplicación de N	102
5.4.4	Análisis para la Precipitación Total Anual	103
5.4.5	Análisis para los Suelos	108
5.4.6	Análisis para la Densidad del Suelo	111
5.5	Aplicación de los Modelos a tres Escenarios	111
5.5.1	Caracterización de los tres escenarios	112

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 119

6.1	CONCLUSIONES	120
6.2	RECOMENDACIONES	122

ANEXO 1: CARACTERIZACIÓN DE PLANTELES Y SUS RESIDUOS, INIA, 2005.

ANEXO 2: MODELOS DE SIMULACIÓN DE CONTAMINACIÓN CON NITRATOS

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

En Chile, los planteles de producción porcina de pequeña y mediana envergadura no tienen un sistema adecuado de manejo de los residuos. Estos residuos más conocidos como purines corresponden a la mezcla de estiércol, desechos de las camas y comidas de los cerdos y agua de lavado. Los purines son, en general, aplicados al suelo con o sin cultivos sin tener en cuenta el daño que esto puede provocar a las aguas subterráneas, producto de la lixiviación de los distintos componentes de estos residuos.

Se ha demostrado a través de diversos estudios que el impacto más importante y limitante de la aplicación de purines de cerdo al suelo es la lixiviación de nitratos y la contaminación de las aguas subterráneas. El agua subterránea es una importante fuente de agua potable en Chile y en el mundo y el tratamiento para remover el N del agua y volverla potable resulta complejo y costoso.

Para estudiar la contaminación de las aguas subterráneas por nitratos es necesario conocer el ciclo del nitrógeno y los procesos y medios que abarca. El ciclo del nitrógeno involucra al aire (atmósfera), el suelo y el agua, a través de estos tres medios se mueven los distintos compuestos y formas de nitrógeno. Existen diferentes formas o vías en que el N puede llegar al suelo o al sistema planta suelo. Además de la aplicación de purines o fertilizantes, el N puede entrar al suelo por el proceso de fijación o llevado por las precipitaciones. Además el N sufre diferentes procesos y transformaciones en el suelo, que cambian su forma y definen su destino.

Estudios realizados sobre balances de N a escala global han concluido que la alteración en el ciclo del N (su déficit en algunas zonas y exceso en otras) es una problemática emergente a nivel mundial. El hombre ha desequilibrado las entradas y salidas de N del suelo y el agua, principalmente a través de la agricultura y la ganadería. Con la aplicación de fertilizantes, purines o estiércol ha sobrecargado algunas zonas y con la sobreexplotación del suelo con cultivos a provocado déficit en otras, es también de considerar el efecto que tienen los cultivos de leguminosas, muy importantes en la producción de alimento, que con la fijación han aumentado las entradas de N desde la atmósfera al suelo. Esta alteración del ciclo del N está directamente ligada a la población mundial y la producción de alimentos. Según los estudios y proyecciones realizadas, el desequilibrio irá en aumento producto del crecimiento de la población y de la demanda de comida.

El consumo de nitrato en el agua puede causar daños en la salud de las personas, en bajas dosis puede provocar problemas cardiovasculares y en altas dosis metahemoglobinemia o enfermedad de los niños azules. Además se presume que los compuestos nitrosos son cancerígenos finales. De aquí la importancia de entender el transporte y destino del N una vez aplicado al suelo, para prevenir la contaminación de los acuíferos.

Experiencias en terreno documentadas y estudios acerca de la lixiviación de nitratos analizan los comportamientos generales de la lixiviación frente a diferentes factores y la importancia que tienen éstos en ella. Algunos de los factores relevantes encontrados en los estudios son la tasa de aplicación; el tipo de suelo y la proporción de las distintas formas de N en el purín. Estos factores están directamente relacionados con la cantidad de nitrato lixiviado y la rapidez con que ocurre la lixiviación. Además los factores se combinan e influyen sinérgicamente en la lixiviación. También es importante tener en cuenta la relevancia pueden tener en algunas

condiciones la volatilización y la desnitrificación como vías de salida del N y su relevancia en la disminución de los nitratos lixiviados.

La composición de los purines depende de muchos factores, entre los que se destacan: raza de los cerdos, tamaño, edad, dieta alimenticia, cantidad de agua utilizada en la limpieza, etc. Los purines poseen importantes cantidades de hidratos de carbono, lípidos, aminoácidos, proteínas, urea y compuestos azufrados, así como elevadas cantidades de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y sodio. Además contienen micronutrientes como hierro, cinc, cobre y manganeso, y cantidades traza de elementos tóxicos tales como cadmio, plomo, arsénico o mercurio.

Si se compara la concentración de nitrógeno y sólidos totales entre los purines y las aguas servidas (Tabla 1.1), se observa que las concentraciones de nitrógeno (N) y sólidos totales en los purines son de dos ordenes de magnitud más que las de las aguas servidas. Debido a estas altas concentraciones los residuos de los planteles porcinos pueden provocar importantes impactos en las aguas naturales, superficiales o subterráneas.

Tabla 1.1 Comparación aguas servidas vs. purines

Parámetros	Aguas Servidas (*)	Purines (**)
N Total (mg/l)	30-50	1.282
Sol. Totales (mg/l)	5-10	8.675

(*) Concentración de las aguas servidas entregadas en apuntes de clases, por Sancha A. (2006).

(**) INIA, 2005.

Otro punto importante acerca de los purines y su impacto es que la producción de carne en Chile ha sufrido un importante aumento en la última década y la producción de carne de cerdo a tenido un crecimiento aún mayor, con un aumento de la producción anual de 9,3% entre 1996-2006. Para el año 2010 se espera que el consumo de carne per cápita llegue a 20 kg/anales y que las exportaciones continúen creciendo como lo han hecho hasta ahora a un ritmo de 38% en los últimos 4 años (Asprocer, Asociación de Productores de Cerdo, Chile, 2007). Estos datos permiten esperar un aumento en el número de planteles y una intensificación en su producción. Por lo que para lograr un desarrollo sustentable en la industria porcina se deben caracterizar los residuos de los planteles en Chile y su disposición o uso, además de estudiar medidas de mitigación de los impactos que producen.

El volumen de purín generado por un cerdo al día es alrededor de 7 a 10 litros. Lo que implica que los planteles generan grandes cantidades de residuos diariamente, provocando problemas en su manejo, ya que la disposición de purines en el suelo está limitada a la extensión de terreno disponible y el tipo de cultivo, para que el nivel de nitrógeno en las aguas subterráneas no aumente significativamente. Esto hace necesario la utilización de algún tipo de tratamiento, previo o paralelo que reduzca los niveles de nitrógeno en los residuos, o bien una mayor disponibilidad de terreno donde aplicar el purín.

Existen distintas metodologías que permiten evaluar y entender la contaminación y en particular, la contaminación con nitratos del agua subterránea. Los índices de vulnerabilidad intrínseca o específica y los modelos de simulación o estadísticos. De estas cuatro metodologías las más adecuadas para el estudio de la contaminación de nitratos resultan: los índices de contaminación intrínseca, por su simple metodología y por que han sido desarrollados para evaluar factores directamente relacionados con la lixiviación de nitratos; y los modelos de simulación que

permiten estimar las tasas de lixiviación. En la actualidad un gran número de modelos están disponibles y a través de ellos es posible estudiar los impactos de la aplicación de purines y cómo varía la contaminación de las aguas subterráneas según los factores del área de estudio. Además han sido desarrollados diferentes índices de vulnerabilidad intrínseca que mediante su aplicación permiten obtener un puntaje relativo que se puede comparar entre distintas zonas y asociar a niveles de contaminación en las aguas subterráneas.

Por las diferentes razones antes expuestas es de gran importancia estudiar y buscar formas de minimizar la lixiviación de nitratos por aplicación de purines de cerdo al suelo, para conservar la calidad de nuestras aguas subterráneas, una de las principales reservas de aguas con las que cuenta el país.

1.2 OBJETIVOS

Los objetivos de este estudio son entender y definir los efectos del uso del purín como fertilizante en las aguas subterráneas, los mecanismos que lo producen y los factores que influyen. Además se espera estimar la contaminación de nitratos de las aguas subterráneas mediante las diferentes metodologías disponibles y analizar cómo influyen los factores de la zona de estudio en la contaminación. A través de este análisis se busca avanzar hacia un manejo adecuado de los purines y prevenir futuras pérdidas en la calidad de nuestras aguas subterráneas.

Se utilizó la siguiente metodología para alcanzar los objetivos del estudio:

- 1.-Análisis del ciclo del nitrógeno y de los principales procesos que participan en él, para entender de forma general cómo se mueve el nitrógeno en los distintos medios y su destino.
- 2.- Estudio del nitrógeno a nivel mundial, de las zonas con sobrecarga de nitrógeno y faltas de éste, y de las proyecciones del balance de nitrógeno a escala global.
- 3.- Análisis de estudios y experiencias acerca de la lixiviación de nitratos, determinación de los factores y procesos relevantes que definen la cantidad de nitrógeno que lixivía hacia las aguas subterráneas.
- 4.- Descripción de la producción porcina, análisis de los factores que afectan la composición de los purines, caracterización de los purines en Chile y otros países y análisis de la producción de residuos de los planteles porcinos y las tasas de aplicación en Chile.
- 5.- Análisis de las distintas metodologías que permiten estudiar y evaluar la contaminación de las aguas subterráneas con nitratos, selección de un índice de vulnerabilidad y dos modelos de simulación.
- 4.- Aplicación del índice de contaminación seleccionado en la zona norte de Santiago, para analizar su utilidad como herramienta de análisis cualitativa.
- 5.- Análisis de sensibilidad de los modelos seleccionados, para entender cómo influyen los factores en la lixiviación y cómo afectan los datos de entrada a los modelos.

6.- Aplicación de los dos modelos a tres escenarios, representativos de la situación más desfavorable, media y más favorable de los planteles de mediana y pequeña envergadura en Chile, con el fin de estimar los distintos rangos de contaminación que pueden estar ocurriendo en el país.

5.- Conclusiones acerca de la contaminación con nitratos y el uso de las metodologías seleccionadas como herramientas de apoyo al estudio de la lixiviación de nitratos y el impacto en las aguas subterráneas de la aplicación de purines de cerdo al suelo.

CAPÍTULO 2:
ANTECEDENTES GENERALES

2.1 CICLO DEL NITRÓGENO

El nitrógeno puede existir en distintas formas en el medio ambiente. Los movimientos y transformaciones que experimentan las distintas formas de nitrógeno pueden ser caracterizados a través del ciclo del nitrógeno. La atmósfera es un reservorio de nitrógeno gas. El nitrógeno atmosférico puede estar combinado con hidrógeno u oxígeno antes de ser asimilado por las plantas, las cuales, posteriormente, son consumidas por los animales. Esto corresponde al ciclo natural del nitrógeno, sin embargo, la intervención humana a través de la fijación industrial y el cultivo a gran escala de legumbres fijadoras del nitrógeno ha jugado un importante rol alterando el ciclo original del nitrógeno. La cantidad de nitrógeno fijada anualmente por estos dos mecanismos antropogénicos en estos momentos excede el 10 % del nitrógeno fijado por el ecosistema antes del avance en la agricultura. (U. S. Environmental Protection Agency, 1994).

Los mecanismos de transformación de los compuestos del nitrógeno son: la fijación, la amonificación, la síntesis, la nitrificación, y la desnitrificación, Figura 2.1. Estas transformaciones son producidas por distintos microorganismos en una red de ganancia y pérdida de energía, las condiciones de energía son básicas para determinar que reacciones ocurren.

A continuación se exponen los distintos procesos que ocurren en el ciclo del nitrógeno.

La fijación del nitrógeno, es la incorporación del nitrógeno inerte, nitrógeno gaseoso, en un compuesto químico que puede ser utilizado por las plantas y animales, la fijación del nitrógeno desde N_2 gas a nitrógeno orgánico es realizada principalmente por microorganismos especializados y asociaciones entre estos microorganismos y las plantas. La fijación atmosférica por rayos y debido a procesos industriales (fertilizantes u otros químicos) juega un pequeño, pero significativo rol como método de fijación.

Proceso de fijación		Producto
	→ Biológica	→ Compuestos orgánicos de nitrógeno
N_2 gas	→ Por rayos	→ Nitrato
	→ Industrial	→ Amonio, Nitrato

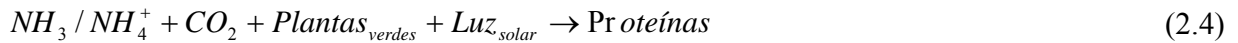
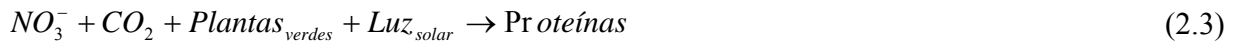
La amonificación es el cambio de la forma orgánica del nitrógeno al amonio. Es una reacción de hidrólisis que involucra la urea, un componente de nitrógeno que se encuentra en la orina.



La amonificación ocurre generalmente durante la descomposición del tejido animal y vegetal y de la materia fecal



La asimilación o síntesis es la transformación mediante mecanismos bioquímicos de los compuestos de amonio o nitrato para formar proteína vegetal y otros compuestos que contienen nitrógeno.



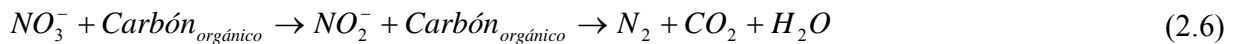
Los animales requieren nitrógeno de los vegetales o de otros animales. Ellos no son capaces de transformar el nitrógeno inorgánico en orgánico.

La nitrificación es la oxidación biológica del amonio. La que se realiza en dos etapas: primero se transforma a nitrito y luego a nitrato. Dos bacterias quimioautótrofas son las involucradas en el proceso, las cuales usan carbón inorgánico como fuente de carbón celular.



Las reacciones de transformación son generalmente acopladas y suceden rápidamente hasta el nitrato, los niveles de nitrito son generalmente bajos en todo momento. El nitrato formado en la asimilación para permitir el desarrollo de las plantas o puede ser a continuación reducido mediante la desnitrificación.

La desnitrificación es la reducción biológica de nitrato a nitrógeno gas. La reducción puede ocurrir en diferentes etapas y por diferentes caminos. Un extenso rango de bacterias heterótrofas actúan en el proceso, las que requieren de carbón orgánico como fuente de energía.



Es importante notar que si existe O_2 y NO_3^- presente, las bacterias típicamente preferirán el oxígeno en la oxidación de la materia orgánica, ya que este produce más energía. Por esto, para que ocurra la desnitrificación, deben existir condiciones anóxicas, aunque existen excepciones en algunas bacterias.

Los principales mecanismos de transporte, responsables del movimiento del nitrógeno a través del medio ambiente son: precipitación, depositación, sedimentación en los sistemas de agua, viento, movimiento de las aguas subterráneas, flujo de los ríos, escurrimiento superficial y volatilización. Sin embargo, éstos no son mecanismos en los que tomen parte los procesos de transformación del nitrógeno, pero ellos pueden causar cambios en el ambiente, a través de los cuales las condiciones pueden forzar que las transformaciones ocurran. Las condiciones medioambientales que afectan los procesos de transformación del nitrógeno son: temperatura, pH, flora microbial, oxidación y reducción potencial, disponibilidad de sustrato, nutrientes y oxígeno.

Los mecanismos de transporte y transformación del nitrógeno son generalmente considerados como procesos individuales. Sin embargo, es importante considerar que existe una dinámica continua y que puede no haber un límite que gobierne las transformaciones del nitrógeno (U.S. Environmental Protection Agency, 1994).

2.1.1 Nitrógeno en el Suelo y las Aguas Subterráneas.

El nitrógeno puede llegar al suelo por la aplicación de aguas servidas, residuos animales, efluentes de plantas de tratamiento, fertilizantes comerciales, materia animal y vegetal, precipitación y deposición. Además, la fijación del nitrógeno a través de bacterias en el suelo transforma el nitrógeno gas en nitrógeno disponible para la vida de los vegetales (Figura 2.1). El hombre ha incrementado la cantidad de nitrógeno fijado biológicamente mediante el cultivo de legumbres, las que realizan fijación biológica.

Usualmente, más del 90% del nitrógeno presente en el suelo es orgánico. El contenido de nitrógeno en general es bajo debido a que es usado en la asimilación, lixiviado por el agua a través del suelo y sujeto a la desnitrificación bajo la capa aeróbica del suelo (Figura 2.1). A pesar de esto, la asimilación y la desnitrificación raramente remueven todo el nitrato agregado al suelo a través de los fertilizantes y los efluentes de aguas servidas. Debido a esto la lixiviación de nitratos es un problema importante para la calidad de las aguas subterráneas en muchas partes del mundo.

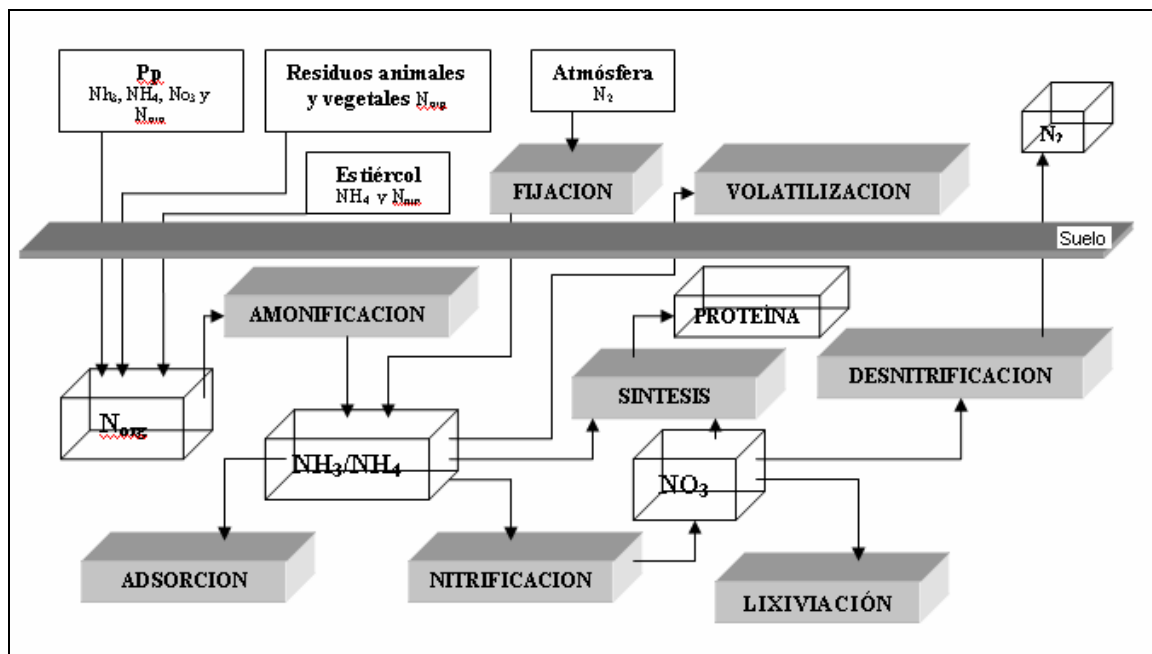


Figura 2.1 Transformaciones y destinos del nitrógeno en el suelo.

2.1.2 Transporte y Destino del Nitrógeno.

La difusión del amonio y nitrato en el suelo juega un rol en el transporte junto con procesos abióticos como el intercambio iónico. La cantidad de amonio transferido por el fenómeno de difusión por unidad de área por unidad de tiempo es proporcional al coeficiente de difusión y al gradiente de concentración. En la interfaz suelo/agua, los gradientes de concentración pueden ser relativamente largos, por lo tanto, la difusión del amonio desde una capa anaeróbica puede ser rápida. Se asume que la difusión molecular sigue la ley de Fick y es expresada en términos de un coeficiente, D , de todo el suelo o sedimentos, el que incluye los efectos de tortuosidad pero no los de adsorción.

El amonio puede no ser transportado a través de la zona no saturada y el agua subterránea, debido a la adsorción, el intercambio catiónico, la incorporación en la biomasa microbial, o la liberación

a la atmósfera en forma gaseosa que puede experimentar. La adsorción es, probablemente, el mecanismo de mayor remoción en el subsuelo. Bajo condiciones anaeróbicas, en el subsuelo, los iones de amonio cargados positivamente (NH_4) son fácilmente adsorbidos en partículas del suelo cargadas negativamente. Como condiciones anaeróbicas en el suelo están, usualmente, asociadas a suelos saturados, pueden ocurrir algunos movimientos del amonio. Sin embargo este movimiento puede ser lento debido a la adsorción que puede seguir ocurriendo en las partículas del suelo en el acuífero.

Un estudio realizado por Sparks (1987) ilustra la influencia de la adsorción. En él se investiga la retención de nitrato y como afecta a la contaminación del agua subterránea en nueve tipos de suelo "mid-atlantic". Los suelos tienen un ancho rango en materia orgánica, arcilla, y contenido de óxidos. Se determinaron propiedades de carga incluyendo capacidad de intercambio aniónico (AEC) y el "zero point salt effect" (PZSE) fueron determinadas. Los valores de PZSE fueron bajos, indicando poca capacidad de adsorción aniónica, sin embargo, los valores de AEC fueron repetidamente significativos y se incrementaron tanto con el perfil de profundidad como con el incremento de contenido de óxido y arcilla. La cinética de la retención y liberación de nitrato y el efecto de aniones competitivos en la retención de nitrato fueron investigadas a un pH 4,0, 5,5 y 7,0. La retención de nitratos fue mayor a pH 4,0 y fue fuertemente correlacionada con el contenido de arcilla y óxidos. La cinética de adsorción fue rápida y completamente reversible, indicando que el mecanismo de adsorción fue electroestático. Siempre que estuvo presente sulfato, la retención de nitrato decrecía significativamente y fue aun menor cuando se agregó cloruro.

El intercambio catiónico puede estar involucrado, en conjunto con la adsorción, en la retención de iones de amonio en el suelo. Sin embargo, tal como la capacidad de adsorción puede ser excedida, la capacidad de intercambio catiónico puede ser agotada. Bajo estas condiciones, los sitios de intercambio catiónico en el suelo, bajo una fuente de entrada de amonio, establecerían equilibrio con los cationes en el lixiviado. El lixiviado se moverá entonces hacia las aguas subterráneas con esta composición de cationes esencialmente no cargada. El amoniaco puede ser incorporado en la biomasa vegetal o microbial en el subsuelo, aunque éste no es, probablemente, el mayor mecanismo de remoción de nitrógeno en el subsuelo. Finalmente, el gas amoniaco puede ser liberado a la atmósfera como una función de las condiciones de pH sólido/líquido. Cuando el pH es neutro o bajo, la mayoría del nitrógeno esta en la forma de ión amonio. Cuando el pH se vuelve básico, el ión amonio es transformado a amoniaco y puede ser liberado desde el suelo como gas.

El nitrato tiene generalmente mayor movilidad que el amonio en el subsuelo. Cuando el nitrógeno en la forma de nitrato alcanza el agua subterránea, se vuelve mayor su movilidad debido a su solubilidad y a su forma aniónica. El nitrato se puede mover con el agua subterránea con mínimas transformaciones. El nitrato puede migrar largas distancias desde áreas de entrada si existen materiales en el suelo de alta permeabilidad que contengan oxígeno disuelto. La única condición que puede afectar este proceso es una reducción en el potencial redox de las aguas subterráneas. En este caso, puede ocurrir desnitrificación.

2.1.3 Fijación del Nitrógeno por las Plantas

Como se explicó en el punto 2.1, una de las entradas de N al sistema suelo-planta, es la fijación biológica del N_2 , desde la atmósfera, la cual se realiza a través de microorganismos y de asociaciones entre éstos y las plantas. Las plantas que fijan N son las leguminosas y para que se produzca este proceso deben existir en el suelo bacterias del tipo rhizobium, las que se asocian a

las raíces de las plantas provocando deformaciones conocidas como nódulos. En estos nódulos se produce la transformación del N₂ a nitrógeno mineral (NH₃) por acción de la enzima nitrogenasa, nutriendo a la planta con el N necesario para su síntesis proteica.

Las cantidades de nitrógeno fijado por las plantas es muy variable, y depende principalmente de la especie de leguminosa, la presencia de bacterias tipo rhizobium, las condiciones edafoclimáticas y el manejo del cultivo. Los valores pueden estar entre 50 y 800 kg N/ha. (Urzúa). En la Tabla 2.1 se presentan los rangos más comunes de fijación en algunas especies de leguminosas.

Tabla 2.1 Cantidad de N fijado por leguminosas.

Especie Leguminosa	N Fijado (kg N/ha/temporada)
Forrajeras	120-800
Trébol Blanco	150-400
Trébol Rosado	100-480
Trébol Subterráneo	80-340
De Grano	
Habas	100-300
Arvejas	50-270
Lupino	40-300
Porotos	25-100
Árboles	
Tamarugos, Algarrobos	80-590

Fuente: Urzúa (2007).

2.2 EL NITRÓGENO EN EL MUNDO.

Los problemas relacionados con el nitrógeno (sobrecargas en algunas áreas y déficit en otras) han sido reconocidos como un tema emergente en el medio ambiente global por la UNEP (2003). La contaminación con nitrógeno es un problema a gran escala, que no sólo afecta a los países en vía de desarrollo (UNEP, 2003).

De acuerdo con la FAO, la producción mundial de comida en las próximas tres décadas puede estar al nivel de la creciente demanda de comida. Sin embargo según esta proyección habrá un importante incremento global en la tierra cultivada (8%). Y pesar de las mejoras en el uso del nitrógeno, el total de las pérdidas de nitrógeno aumentará significativamente, por lo que serán prioritarias las políticas de manejo y uso de suelo.

Las MDG (metas de desarrollo para el milenio) de las Naciones Unidas, cuyo objetivo es asegurar un crecimiento ambientalmente sustentable, están pobremente elaboradas en términos de indicadores medibles según la Asamblea General de las Naciones Unidas. Los indicadores definidos en las metas son: las emisiones de gases de efecto invernadero, la extensión de áreas de bosque, el mejoramiento de fuentes de agua y el nivel de sanidad. Éstos resultan insuficientes para evaluar la seguridad potencial de alimentación con restricciones medioambientales que permita asegurar, entre otros, un equilibrio en el ciclo global del nitrógeno. (MNP, 2005).

A continuación se expone el análisis de un estudio realizado por B.Eickhout, A.F. Bouwman y H. van Zeijts (2006) acerca del rol del nitrógeno en la producción de alimento mundial y un

medioambiente sustentable. En el estudio se analizó la demanda y producción de alimento mundial histórica del FAOSTAT (para el periodo 1970-1995) y una proyección hacia el 2030 de un estudio de la FAO: “World Agricultura: Towards 2015/2030”. Luego esta proyección se transformó a distribución espacial de uso de suelo con el modelo integrado de asesoramiento medioambiental global IMAGE-team (2001) y se calcularon las entradas y salidas de nitrógeno del sistema según la producción de alimento (Eickhout, 2006).

La demanda de alimento es dirigida por el crecimiento de la población y por el consumo per cápita. De acuerdo a las últimas evaluaciones de las Naciones Unidas, sobre las perspectivas de la población mundial, el crecimiento de ésta bajará gradualmente desde el actual 1,5-1,2 % al año en el 2005 a 0,9% en el 2030. El crecimiento del ingreso es otro determinante importante en el incremento de la demanda de alimento ya que el desarrollo del consumo per cápita está fuertemente relacionado con el desarrollo económico. En la Tabla 2.2 se presenta la población, consumo de alimento y carne en los años 1965 y 1998, y la proyección para el año 2030.

Tabla 2.2 Población, consumo de alimento y carne para los países en diferentes etapas de desarrollo.

	Año	Países			
		En Desarrollo	Industrializados	Transición	Mundo
Población (10 ⁶ hab.)	1965	2.657	706	351	3.714
	1998	4.572	892	413	5.900
	2030	6.869	979	381	8.270
Consumo de alimento (kcal/día/persona)	1965	2.054	2.947	3.223	2.358
	1998	2.681	3.380	2.906	2.803
	2030	2.980	3.500	3.180	3.050
Consumo de carne (kg/año/persona)	1965	10	62	43	24
	1998	26	88	46	36
	2030	37	100	61	45

Fuente: Bruinsma (2003) y FAO (2001).

Según la Tabla 2.2 el consumo de alimento per cápita en el mundo aumentará en un 29% y el consumo de carne en un 88% entre los años 1965 y 2030, es decir el aumento en el consumo de carne es superior al de los otros alimentos. Tomando además en cuenta el crecimiento de la población mundial el impacto de este crecimiento en el medioambiente será de grandes dimensiones y, más específicamente, las pérdidas y el déficit de nitrógeno en algunas áreas se verán fuertemente afectados. Debe considerarse además que la distribución en el crecimiento de la población y el consumo per capita no es pareja, del crecimiento de la población entre los años 1965 y 2030 el 92% se concentra en los países en desarrollo. El aumento en kcal de consumo de alimento per cápita en los países en desarrollo es mayor que el promedio en el mundo y el aumento en kg per cápita del consumo de carne es mayor en los países industrializados que en el resto. Estas diferencias pueden tener gran importancia en la distribución de nitrógeno en el mundo, ya que pueden aumentar el exceso y déficit de las diferentes regiones, según como se distribuya la producción de alimento y de carne.

Las tendencias en la producción de alimento, aún cuando son siempre crecientes, muestran una disminución en la tasa de crecimiento para las próximas décadas. La producción de cultivos se incrementó en un 70% en el periodo 1970-1995 y se espera un crecimiento del 60% en las próximas tres décadas (Bouwman et. Al. , 2005). Se espera que el área global de suelos

cultivados aumente de 1494 Mha en 1995 a 1609 Mha entre 1995 y 2030. Por otra parte la producción de carne creció a más del 100% entre 1970 y 1995, y crecerá un 60% en las próximas tres décadas. La producción de alimentos es un factor decisivo en las pérdidas y consumo de nitrógeno del o al ambiente. Como se mencionó anteriormente, la relación entre el crecimiento de la producción de carne y cultivos define por qué vías entrarán las pérdidas y se consumirá el nitrógeno en el futuro.

En la Tabla 2.3 se presenta la producción de carne en los años 1970, 1995 y 2030 según sistema de producción, sistema tradicional de pastoreo o sistema mixto y/o industrializado. En esta tabla la producción está en unidades de Tg/año donde Tg es una unidad de masa llamada Teragram o Megatonne, que equivale a 1012 gr o 106 ton.

Tabla 2.3 Producción de carne según sistema en los años 1970, 1995 y 2030 para diferentes regiones.

Regiones	Año	Sistema de Pastoreo (Tg/año)	Sistema Mixto/Industrializado (Tg/año)
En desarrollo	1970	8	28
	1995	11	120
	2030	14	249
Industrializadas	1970	2	58
	1995	3	89
	2030	3	100
Transición	1970	0	22
	1995	0	89
	2030	0	100
Mundo	1970	10	108
	1995	14	232
	2030	17	379

Fuente: Bouwman et al. (2005).

De la Tabla 2.3 se observa que la producción de carne desde el año 1970 se produce mayormente, más del 90% de la producción en todas las regiones, con el sistema mixto y/o industrializado. El crecimiento intensifica la tendencia hacia este sistema, el que ha pasado de ser el 91% al 96% mundial entre los años 1970 y 2030. La diferencia de área ocupada por estos dos sistemas produce que las tasas de nitrógeno entre ambos tengan grandes diferencias, siendo mucho mayor en el caso del sistema mixto o industrializado si no se toman las medidas adecuadas.

En la Tabla 2.4 se presentan entradas de nitrógeno (N) por la producción de carne desde los purines animales de los sistemas de pastoreo o intensivo, el uso de fertilizante y la fijación en la agricultura intensiva, para los años 1970, 1995 y 2030.

Tabla 2.4 Entradas de N al ambiente producción animal según sistema de producción y por aplicación de fertilizantes y fijación biológica en agricultura intensiva.

Regiones	Año	N Purín Animal (Tg/año)		Fertilización N (Tg/año)	Fijación N ₂ (Tg/año)	N Total (Tg/año)
		Sist. Pastoreo	Sist. Intensivo			
En Desarrollo	1970	22	19	9	10	59
	1995	24	30	53	16	123
	2030	30	40	73	25	168
Industrializadas	1970	2	15	15	6	39
	1995	3	16	26	9	53
	2030	3	16	31	13	62
Transición	1970	0	9	7	2	19
	1995	0	8	5	2	15
	2030	0	9	6	2	17
Mundo	1970	24	43	31	18	116
	1995	27	55	83	27	192
	2030	33	64	110	40	247

Fuente: Calculado de Bouwman et al. (2005).

En el periodo entre 1970-1995 las entradas de nitrógeno desde fertilizantes, estiércol de animales y fijación del nitrógeno en sistemas de agricultura intensiva se han doblado, desde 92 a 165 Tg/año. Entre los dos sistemas de producción animal, el sistema intensivo produce alrededor del doble de N al año a nivel mundial, y el crecimiento de N en este sistema es de 48%, mucho mayor que el del sistema de pastoreo con un 38%.

La entrada de N por fertilización experimento un aumento para el año 2030 del 255% con respecto al año 1970, llegando a ser cerca de la mitad de la entrada total de N. Esto significa que puede ser esta una de las fuentes más importantes de contaminación con nitrógeno en el futuro, por lo que se deben tomar medidas en el uso de fertilizantes, para no provocar desastres.

El aumento proyectado para la producción de alimento global durante el periodo 1995-2030 es al menos de un 60%. Mientras que el crecimiento de las entradas de nitrógeno par el mismo periodo son de un 30%, mucho menor que en el periodo 1970-1995. La tasa de consumo de nitrógeno (NUR, Nitrogen Uptake Ratio) en los países industrializados se ha proyectado con un incremento cercano al 60% en las próximas tres décadas, al igual que en los países en vías de desarrollo. Sin embargo hay grandes diferencias entre regiones y países como en algunas regiones donde el elevado consumo de nitrógeno (NUR) se debe a un agotamiento de nitrógeno en el suelo.

En los países industrializados, el total de nitrógeno recuperado en el sistema (OSR, Overall System N Recovery) se mantuvo estable (44-45%) entre 1970-1995 y se verá incrementado en las próximas tres décadas a 52%. Hubo un decrecimiento en el OSR, en los países en vías de desarrollo, entre 1970-1995 de 52% a 42%. Este decrecimiento se debió al rápido incremento en el consumo de fertilizantes nitrogenados en muchos países en vías de desarrollo, para los cuales el OSR crecerá lentamente en las siguientes tres décadas a 45% en el 2030 (Eickhout, 2006).

En las proyecciones el incremento en el NUR se debe al resultado de un mejoramiento esperado en el manejo y las técnicas en los sistemas agrícolas, discutido por Bruinsma (2003) y Roy et al. (2002).

En la Tabla 2.5 se presentan los valores del NUR y OSR en diferentes regiones del mundo, para diferentes estados de desarrollo, en los años 1970, 1995 y 2030. El NUR es calculado como el N en las partes cosechadas, como % de las entradas de N por purines y fertilizantes (sin contar las leguminosas) y el OSR es calculado como el N cosechado en todos los cultivos más el pasto cortado y consumido por animales expresado como % del total de entradas de N desde la deposición, la fijación, la fertilización y el purín animal.

Tabla 2.5 Total de Nitrógeno recuperado en el sistema y tasa consumo de nitrógeno de las plantas para diferentes regiones.

Regiones	OSR(%)			NUR (%)		
	1970	1995	2030	1970	1995	2030
Norte América	42	43	51	49	48	63
Oeste Europeo	44	49	58	44	54	68
Países en transición	38	46	55	43	67	83
América Latina	51	43	49	82	49	66
Medio Oeste + Norte de África	54	47	50	85	58	63
Sur de África	48	51	58	139	108	131
Sur de Asia	42	31	38	99	41	58
Este de Asia	61	43	39	108	48	42
Sur-Este de Asia	58	55	61	135	78	90
Mundo	46	43	47	67	52	61
En Desarrollo	52	42	45	103	51	58
Industrializadas	44	45	52	40	49	62

Fuente: Bouwman et al. (2005).

Las consecuencias medioambientales del uso de nitrógeno en la producción de alimento están directamente relacionadas con el OSR y el NUR. La diferencia entre las entradas de nitrógeno y el consumo de nitrógeno de las plantas es igual a la pérdida en el sistema, si se ignoran los cambios en el suelo. Se debe tener en cuenta, sin embargo, que esta suposición puede provocar subestimaciones de las pérdidas en situaciones de agotamiento del suelo.

Dejando de lado las mejoras esperadas en la eficiencia en el uso del nitrógeno, las pérdidas totales se proyectan a un incremento de +21% desde 109 a 132 Tg/año entre 1995 y 2030. Se espera que el las pérdidas no cambien mucho en los países industrializados y en transición, pero tendrán un gran crecimiento en los países en vías de desarrollo desde 67 a 93 Tg/año (+39%).

Las pérdidas totales para diferentes países y regiones muestran los contrastes entre los distintos estados de desarrollo, en cada una de las zonas. Si las pérdidas crecen o decrecen dependerá de las vías que tomen los países, ya que el crecimiento para ser sustentable debe estar enfocado a la recuperación del nitrógeno, y ésta dependerá de la intensificación por un lado y de la eficiencia de su uso por otro.

La cantidad de nitrógeno se incrementa mucho más rápido en la producción intensiva de animales que en los sistemas de pastoreo, como se puede observar en la Tabla 2.4, los sistemas intensivos producen mayores cargas de estiércol guardado y aplicado al suelo. En la Tabla 2.6 se presentan las pérdidas de nitrógeno de los sistemas de agricultura intensiva para las regiones en distintos estados de desarrollo.

Tabla 2.6 Pérdidas de N desde los sistemas agronómicos de producción intensiva en las diferentes regiones según estado de desarrollo.

Regiones	Año	Pérdidas (Tg N/año)			
		NH ₃	N ₂ O	NO	NO ₃
En Desarrollo	1970	8,6	1,2	0,5	4,8
	1995	23,8	1,9	0,8	14,7
	2030	33,0	2,5	1,2	21,9
Industrializadas	1970	6,0	0,5	0,4	9,0
	1995	7,3	0,6	0,5	10,5
	2030	7,9	0,7	0,6	10,6
Transición	1970	3,5	0,3	0,2	4,5
	1995	3,0	0,2	0,2	3,3
	2030	3,1	0,3	0,2	2,8
Mundo	1970	18,1	2,0	1,1	18,2
	1995	34,2	2,7	1,5	28,5
	2030	44,0	3,5	2,0	35,3

Fuente: Calculado desde datos presentados por Bouwman et al. (2005).

De la Tabla 2.6 se observa que las pérdidas más importantes corresponden a las por volatilización de NH₃ y pérdidas de NO₃, estas tienen un rápido crecimiento en las regiones en vías de desarrollo, donde las pérdidas de NH₃ pasan de representar el 48% en 1970 a el 75% en el 2030 y las pérdidas de NO₃ pasan de ser el 26% al 62% entre los mismos años.

La Figura 2.2 presenta las concentraciones de nitrato en el agua percolada desde el suelo a los acuíferos cercanos a la superficie para el año 2005 y en la Figura 2.3 el cambio en las concentraciones entre el año 1995 y 2003, basado en el modelo presentado por Van Dreht et al. (2003) y datos de Bouwman et al. (2005).

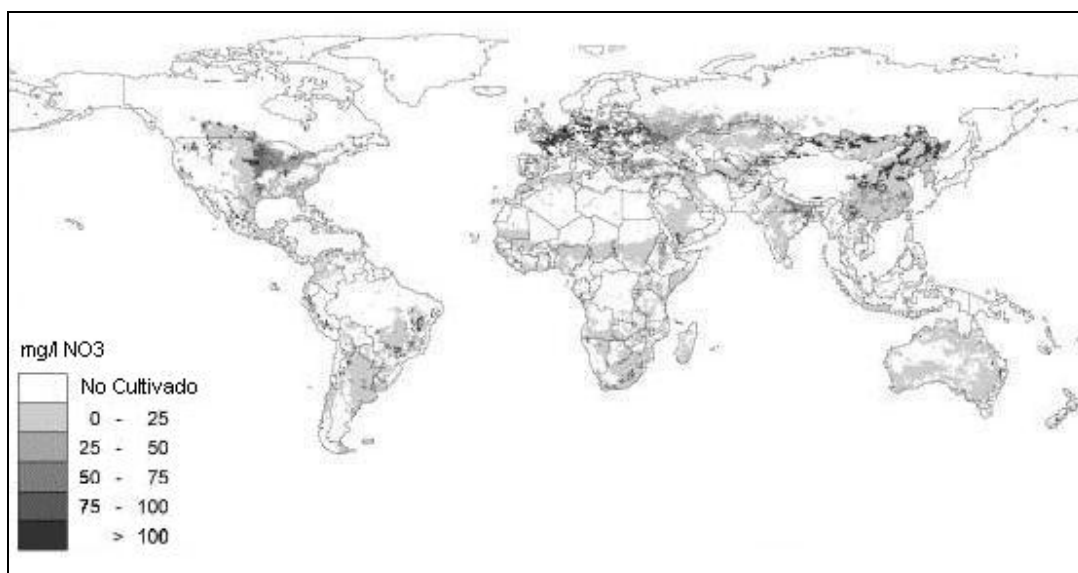


Figura 2.2 Concentración de nitratos en el agua percolada en 1995

Fuente: Eickhout, 2006.

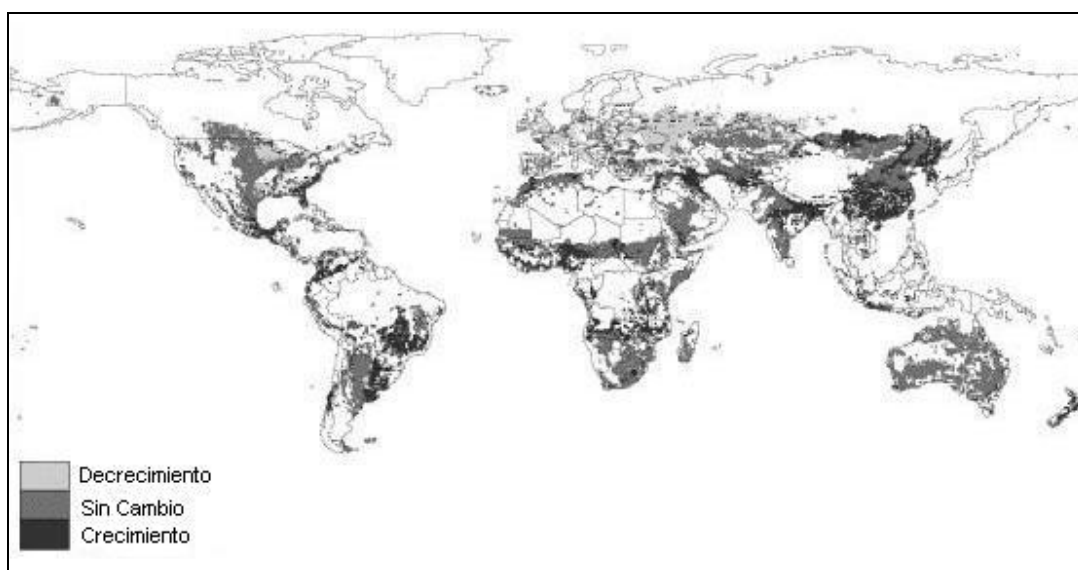


Figura 2.3 Cambio en la lixiviación de nitratos entre 1995 y 2030.

Fuente: Eickhout, 2006.

En la Figura 2.2 se observa que las concentraciones más altas (más de 75 mg/l) de nitrato en el agua percolada se encuentran en el hemisferio norte en Estados Unidos, en algunas partes de Europa y en algunos lugares en el este de Asia. El resto del mundo presenta o concentraciones nulas o concentraciones menores a 25 mg/l. En América del Sur, Brasil y Argentina muestran las zonas más amplias de concentraciones de hasta 25 mg/l, alcanzando en Brasil en algunos puntos concentraciones superiores. Por otro lado en Chile se ve una zona de concentraciones hasta 25 mg/l en la zona central del país, lo que concuerda con que en esta zona es donde se realiza la mayor parte de la actividad agrícola y ganadera del país.

Se observa además que las principales pérdidas de nitratos por lixiviación para 1995 varían desde valores bajos en climas secos (10% de las entradas de nitrógeno) a cercanas a 20% en los climas más húmedos. Las regiones dominadas por climas cálidos y húmedos muestran pérdidas menores al 16% de las entradas, debido a las altas pérdidas por desnitrificación.

Se espera que el aumento en las cargas de nitrógeno en los ríos produzca problemas asociados a la eutrofización en las áreas costeras de desembocadura. Bouwman et al. (2005c) estimó que el flujo global de nitrógeno en los ríos hacia los sistemas de agua marina crecerá en un 10% en Norteamérica y Oceanía, decrecerá en Europa y aumentará en un 27% en los países en vías de desarrollo.

Las estimaciones sugieren que las emisiones de NH_3 , N_2O y NO al aire, la lixiviación de nitrato al agua subterránea, las entradas de nitrógeno a las aguas superficiales y el transporte de nitrógeno de los ríos hacia el mar se incrementarán en las próximas décadas, particularmente en los países en vías de desarrollo. Este incremento será principalmente el resultado del rápido crecimiento en la producción de la ganadería y la agricultura.

Además del manejo del nitrógeno, la eficiencia en el uso del nitrógeno depende de muchos factores, como el clima, el tipo y rendimiento del cultivo y las condiciones del suelo. Existe una amplia gama de prácticas de manejo que mejoran la eficiencia en el uso del N, las que deben ir a

la par con el crecimiento y desarrollo para conservar el medioambiente y minimizar los impactos de la intensificación en la producción agrícola y ganadera.

En otro estudio realizado por S. Siebert y P. Döll se utilizó el modelo WaterGAP-N para modelar la carga difusa total de nitrógeno en el suelo y la lixiviación de nitrógeno a escala global. Para esto se utilizaron escenarios de cambio global (SRES) reportados por el Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC) (Nakicenovic, 2000) Los SRES son escenarios que describen el futuro desarrollo mundial en cuatro grupos a través de una matriz de atributos globales versus regionales y económicas versus ambientales, y proveen de supuestos escenarios consistentes con respecto a las mayores fuerzas conductoras como el cambio demográfico, desarrollo económico y social y tasa y dirección del cambio tecnológico, las que son también importantes fuerzas conductoras de la contaminación en el suelo y el agua. Sin embargo es necesario complementar los escenarios SRES con supuestos específicos para contaminantes del suelo y el agua. Para esto se desarrollo el WaterGAP-N, un modelo global de entradas de N terrestre y destino del N.

WaterGAP-N utiliza información para procesamiento de cobertura del suelo, distribución y productividad de cultivos, así como información de número y productividad de ganado proveniente de IMAGE 2.2 implementado con los escenarios SRES e información hidrología del modelo WaterGAP (Alcamo et al, 2003).

En la Figura 2.4 se presentan los resultados del modelo para la carga difusa total de nitrógeno en el suelo (suma de mineralización de la materia orgánica, fertilizantes sintéticos, deposición y fijación simbiótica de los cultivos) y lixiviación de nitrógeno bajo la zona radicular.

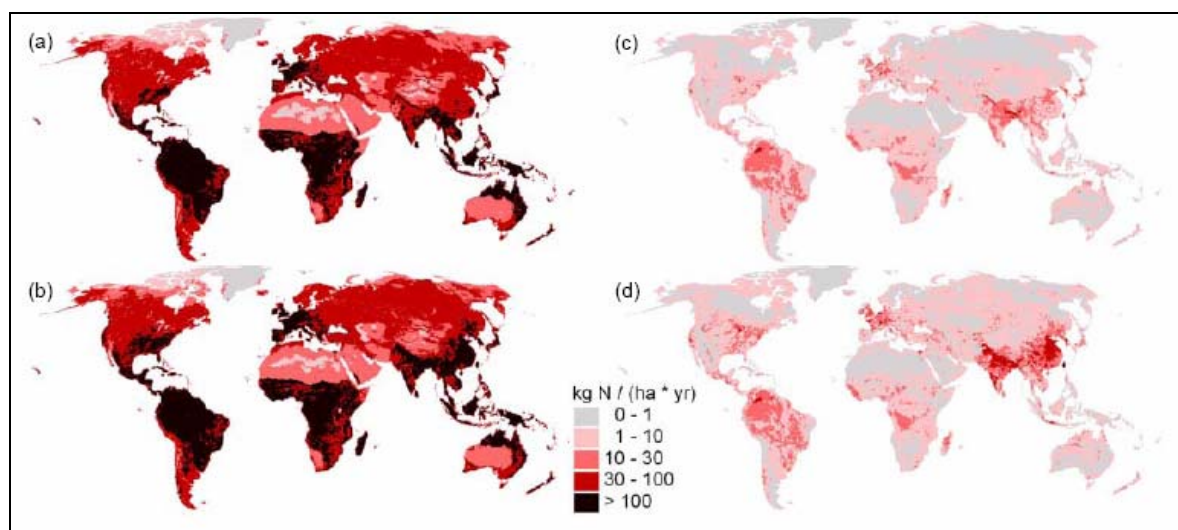


Figura 2.4 Carga difusa total de nitrógeno en el suelo y lixiviación de nitrógeno bajo la zona radicular. a) Promedio anual carga de nitrógeno 1961 – 1965, b) Promedio anual carga de nitrógeno 1991-1995, c) Promedio anual de lixiviación de nitrógeno 1961 – 1991 y d) Promedio anual de lixiviación de nitrógeno 1991 – 1995. Fuente: Siebert y Döll, 2004.

De la Figura 2.4 a y b se observa que los resultados del modelo WaterGAP-N muestran que el mayor aumento de nitrógeno ocurrió en 1995 en regiones con alta productividad agrícola. En áreas cubiertas por vegetación natural y bosques, la mayor parte de las entradas de N van al consumo de las plantas, y los mayores valores de lixiviación de N se encuentran de agricultura intensiva como, el este de los Estados Unidos, Europa occidental, India y el este de China. El

nivel de las tasas de lixiviación en estos lugares demuestra la necesidad de tomar medidas con respecto al manejo del N en el mundo, ya que la contaminación de los acuíferos bajo estas zonas aumenta rápidamente.

Comparando los resultados de los dos estudios, se puede observar que coinciden las zonas con alta concentración de N en las aguas de percolación y de alta tasa de lixiviación de N. La Figura 2.4d muestra altas tasas en prácticamente las mismas zonas que la Figura 2.2, con la excepción del norte de Sudamérica.

En la Tabla 2.7 se presenta una comparación de balances de nitrógeno en el suelo a escala global, en diferentes estudios.

Tabla 2.7 Comparación de entradas y salidas del nitrógeno, en Tg N/año.

Fuente	Mosier et al. (1998)	Nevison et al. (1996)	Van Drecht et al. (1998)		Sheldrick et al. (2002)	WaterGAP- model (2004)	
Años en que se basa	1989	1990	1995		1996	(Prom. 1991-1995)	
Extensión	Área Agrícola	Global	Área Agrícola	Global	Tierra cultivada	Área Agrícola	Global
Uso de fertilizantes sintéticos	79.0	78.0	76.5	76.5	78.2	73.0	73.0
Uso de purín	124.2	102.0	105.3	105.3	33.3	107.7	107.7
Fijación biológica	9.7	n.d.	40.8	159.7	7.7	34.8	160.7
Deposición	n.d.	n.d.	40.8	65.5	21.6	n.c.	58.3
Mineralización	n.d.	828.0	n.c.	n.c.	n.c.	n.c.	1147.0
Consumo plantas	n.d.	835.0	91	n.d.	101.2	108.9	1101.1
Lixiviación	n.d.	172.0	55	n.d.	n.d.	n.c.	80.2
Desnitrificación	n.d.	128.0	79	n.d.	n.d.	n.c.	158.0
NH3 Volatilización	n.d.	n.d.	30	n.d.	n.d.	40.3	40.3

n.c.: no considerado

n.d.: no disponible

Fuente: Siebert y Döll, 2004.

De la Tabla 2.7 se puede observar que los resultados de Van Drecht et al (1998) y el modelo WaterGAP-N, que se basan en el año 1995 y un promedio entre los años 1991 – 1995 respectivamente, son similares en el área agrícola y global. El primer estudio de la Tabla que corresponde a Sheldrick et al (2002) no es comparable a los otros ya que su extensión es sólo para la tierra cultivada. Mirando las otras, fuentes el uso de fertilizantes es similar para todas, el uso de purín y la fijación es parecida también. La fijación biológica en el área agrícola varía en un orden de magnitud entre el estudio de Mosier et al (1998) y los de Van Drecht et al (1998) y el modelo WaterGAP-N. Sin embargo este estudio está basado en el año 1989, muy anterior a los otros dos. En la deposición no hay datos para comparar entre estudios de la misma extensión. La mineralización es más o menos similar para los dos estudios que la calculan, así como también el consumo de las plantas. La lixiviación tiene una diferencia de más del doble entre Nevison et al (1996) y el modelo WaterGAP-N. La desnitrificación y volatilización tienen valores parecidos en los estudios que la calculan.

Los rangos entre los distintos estudios son en general parecidos, lo que nos puede dar una idea de la consistencia de los resultados. Según éstos las entradas de N al suelo y agua son importantes y van en aumento como se vio en el estudio de B.Eickhout, A.F. Bouwman y H. van Zeijts (2006).

Es relevante además la concentración de áreas donde el problema se intensifica, debido al uso del suelo, a la intensificación de la producción y otros factores como el clima, el suelo, etc. Dentro de las cuales se encuentra la zona central de Chile, con altas concentración de nitratos y con un aumento en estas, según las proyecciones de Eickout et al (2006).

De los estudios se concluye que el N es un problema a nivel mundial y es de vital importancia el manejo de éste, tanto en la agricultura como ganadería para lograr un desarrollo sostenible a nivel mundial y mantener el equilibrio en el ambiente

2.3 PROBLEMAS DE SALUD RELACIONADOS CON LOS NITRATOS.

La contaminación con nitratos de las aguas subterráneas puede provocar daños en la salud humana de ser utilizada el agua contaminada como agua de consumo. Además las aguas con altos contenidos de nitratos pueden provocar problemas en animales.

La toxicidad de los nitratos en los humanos se debe a las reducciones de nitrato a nitrito en el sistema gástrico,. Esta reacción ocurre en la saliva de los humanos a cualquier edad y en el tracto intestinal de los infantes durante sus primeros tres meses de vida. La toxicidad de los nitratos ha sido demostrada por efectos vasodilatadores/cardiovasculares a altos niveles de dosis y por metahemoglobinemia a dosis bajas (U.S. Federal Registrar, 1982; Working Report: Drinking-Water Nitrate and Health-Recent Findings and Research Needs, 2005).

Metahemoglobinemia se refiere al efecto en el cual la hemoglobina es oxidada a metahemoglobina. Cuando la cantidad de metahemoglobina se incrementa en la sangre disminuyen los niveles de oxígeno en ésta. La deficiencia de oxígeno, cianosis, generalmente asociada a una tonalidad azulada de la piel y de las mucosas, es el resultado de este proceso. Ésta particular cianosis es conocida como metahemoglobinemia (Winneberger, 1982). Sin embargo, los efectos de la metahemoglobinemia son rápidamente reversibles y por esto no hay efectos acumulativos.

Los niños desde los tres meses son el grupo más susceptible a problemas causados por el nitrato. Esto es debido a que cerca del 10% de la ingesta de nitrato es transformada a nitrito en los niños (U.S. Federal Registrar, 1985). Cuando los nitritos se combinan con la hemoglobina para formar metahemoglobina, el resultado es la disminución de la capacidad de transporte/transferencia de oxígeno de la sangre. Los niños entonces sufren de anoxia celular y cianosis clínica. Este fenómeno puede ocurrir en niños cuando aproximadamente el 10% de la hemoglobina ha sido convertida a metahemoglobina (World Health Organization, 1985). Razones adicionales para los problemas ocasionados por nitratos incluyen la baja actividad de la enzima que reduce la metahemoglobina, alta susceptibilidad de los metahemoglobina de los niños a la oxidación, y alto pH en el estomago e intestinos que promueve reducción bacteriana de nitrito a nitrato (Keeney, 1986).

En USA la concentración máxima (MCL) para nitratos bajo las primeras regulaciones de agua potable es 10 mg/l de N-nitrato (U. S. Federal Registrar, 1985). Este nivel fue basado en casos de estudio humanos en los cuales ocurrieron envenenamientos fatal de niños con la ingestión de aguas subterráneas contaminadas con concentraciones mayores a 10 mg/l de nitrógeno. Las guías a seguir de la Organización Mundial de la Salud (WHO) tienen como límite 11 mg/l de N-nitrato. Estas guías fueron promulgadas con el objetivo de prevenir la metahemoglobinemia,

especialmente susceptible en infantes (WHO, 2004). En Chile la Norma de Agua Potable establece un límite de 10 mg/l de nitrato.

Otro tema importante de salud pública, en los problemas derivados del insumo de compuestos de nitrógeno, es que en importantes estudios han mostrado que la ingestión simultánea de nitritos o nitratos con aminas da como resultado cáncer en muchos sistemas de órganos. Los compuestos de N-nitroso se presume que son sustancias cancerígenas finales (Tannenbaum and Green, 1985). Varios estudios epidemiológicos han indicado correlaciones significativas entre la exposición a nitratos y el riesgo de cáncer. Por ejemplo, el nitrato en el agua potable ha sido correlacionado con el cáncer gástrico en Colombia, Inglaterra, Eslovaquia, España y Hungría; la exposición a nitrato contenido en los fertilizantes parece estar ligado a la mortalidad por cáncer intestinal en Chile. Sin embargo, es de notar que el riesgo de cáncer gástrico esta correlacionado no sólo con nitrato, sino también con factores alimenticios o medioambientales, y si alguna de estas asociaciones realmente causa cáncer esta lejos de ser claro (Tannenbaum and Green, 1985; Kleinjans et al., 1991; Gulis et al, 2002; Morales-Suares-Varela et al, 1995 y Sandor et al, 2001).

La interrogante de si el nitrito es por si mismo cancerígeno no tiene actualmente una respuesta, pero se están realizando investigaciones en el tema. El rol del nitrito y otros compuestos N-nitrosos como precursor de nitrosaminas está claramente establecido. El nitrito reacciona con las aminas o amidas bajo diferentes condiciones para producir los derivados de N-nitroso, predominantemente, los que son cancerígenos en animales. La posibilidad de que estos compuestos N-nitrosos sean también cancerígenos en los humanos, sugiere un mecanismo a través del cual la exposición a nitrito puede resultar cancerígena (Tannenbaum and Green, 1985).

Contaminación excesiva de nitratos en las aguas subterráneas ha causado además problemas con rumiantes. El ganado puede ser seriamente afectado por los nitratos desde el nacimiento hasta la adultez. Animales monogástricos, en su primera etapa de crecimiento, tales como caballos, cerdos y gallinas también pueden tener problemas de salud. En la madurez, los cerdos y las gallinas se ven menos afectados por los nitratos, sin embargo los caballos pueden verse afectados incluso en esta etapa (Chandler, 1989).

Síntomas de envenenamiento de nitrito-nitrato en el ganado incluyen cianosis en las áreas no pigmentadas (boca y ojos), dificultad respiratoria, rápidos latidos del corazón, andar tambaleante, orinación frecuente, y colapsos. En varios casos, pueden producir convulsiones, coma y muerte después de algunas horas. La pérdida de producción de leche en las vacas y abortos son también signos de posible envenenamiento por nitrato (Chandler, 1989).

2.4 EXPERIENCIAS CON LIXIVIACIÓN DE NITRATOS.

Existen diversos estudios desarrollados con el fin de entender la dinámica del nitrógeno en sistemas agrícolas y la influencia que distintos factores tienen sobre las pérdidas de nitrógeno hacia las aguas subterráneas, las aguas superficiales y la atmósfera. Algunos de estos factores son la tasas de aplicación de nitrógeno, el tipo de fertilizante o purín aplicado, el tipo de suelo, el clima, el tiempo de aplicación, si hay o no cultivo y que tipo de cultivo, etc.

A continuación se presentan diversos estudios realizados sobre el tema, a través de los cuales es posible apreciar la importancia de los factores que influyen en la lixiviación de los nitratos hacia las aguas subterráneas y otros destinos.

Un sistema llamado Solepur fue desarrollado en Francia, para estudiar las características de un sistema de filtro de suelo para purificar grandes aplicaciones de purín de cerdo crudo (1.000 m³/ha/año) durante 5 años consecutivos (1991-1996). En un estudio de J. Martínez y P. Peu (2000) realizado durante estos años se observó un alto éxito en la remoción de materia orgánica. El sistema también facilita la posibilidad de estudiar, como un modelo experimental, los efectos a largo plazo de la aplicación de purines en la química del suelo y en la calidad del agua drenada.

Los objetivos del estudio eran investigar la concentración y distribución de varios nutrientes (C, N, P, K, Cu, Zn) presentes en el perfil del suelo bajo una aplicación intensiva de purines y desarrollar balances suelo-agua para estos rangos de aplicación y examinar la lixiviación de elementos potencialmente contaminantes.

El sitio de estudio se encuentra cercano a Plouvorn en la parte norte de Brittany, Francia, esta 50-55 m.s.n.m. y tiene un promedio anual de precipitaciones de 1.000 mm y 11 °C de temperatura. El suelo es de arcilla plástica, limo y arena, con una textura de 14% arcilla, 63% limo y 23% de arena.

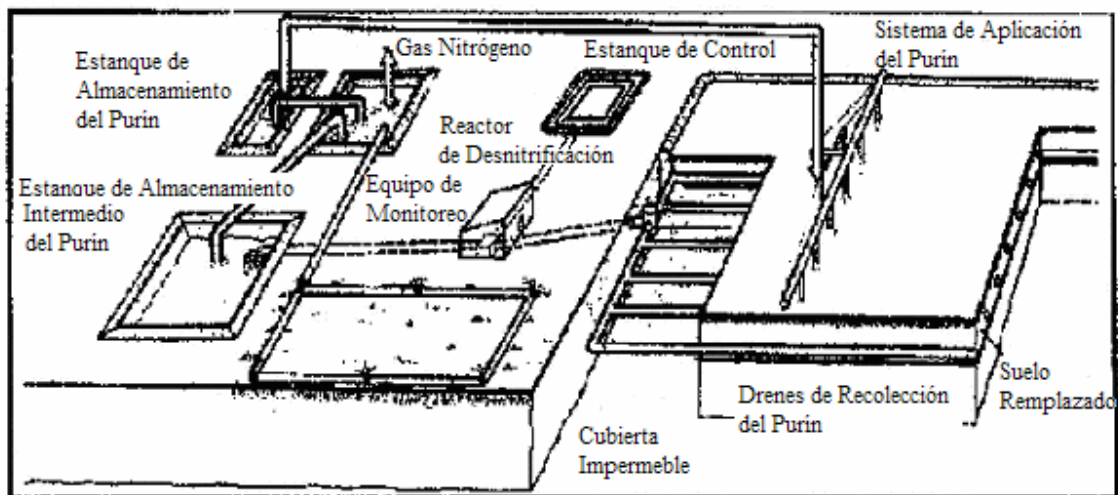


Figura 2.5 Esquema del proceso SOLEPUR, lisímetro a escala macro.
Fuente: Martínez y Peu, 2000.

El sistema presentado en la Figura 2.5 consiste en un campo manejado de 3.280 m², hidrológicamente aislado lateral y verticalmente, que permite una total recuperación del agua infiltrada a través del cultivo de pasto (*Lolium perenne*). Un sistema de reactor de almacenamiento y bombeo para la desnitrificación del agua recuperada y un campo donde se aplica el agua tratada.

Se aplicó una carga anual de 986 m³. Promediando sobre los 5 años el contenido de nitrógeno del purín la carga fue de 4,9 T/ha de nitrógeno total al año.

Desde 1991 a 1996 un extra de 6.084 kg N/ha fue retenido entre los 0-60 cm de profundidad, lo que representa cerca de un cuarto del total del nitrógeno aplicado (25 T/ha). Más de dos tercios de este incremento en el nitrógeno del suelo se acumuló en el nivel entre 0-20 cm de profundidad.

A pesar de las altas tasa de aplicación de amonio, no hubo acumulación de ésta forma de nitrógeno en el suelo. No hay duda de que parte del NH_4 fue volatilizado como gas, pero el remanente fue rápidamente oxidado a NO_3 (Martinez, 1997). Como consecuencia no fue sorpresivo que la concentración de NO_3 en el agua drenada que salía del suelo se incrementara progresivamente con las sucesivas aplicaciones de purines y se volviera alta dos años después de la última aplicación, Figura 2.6.

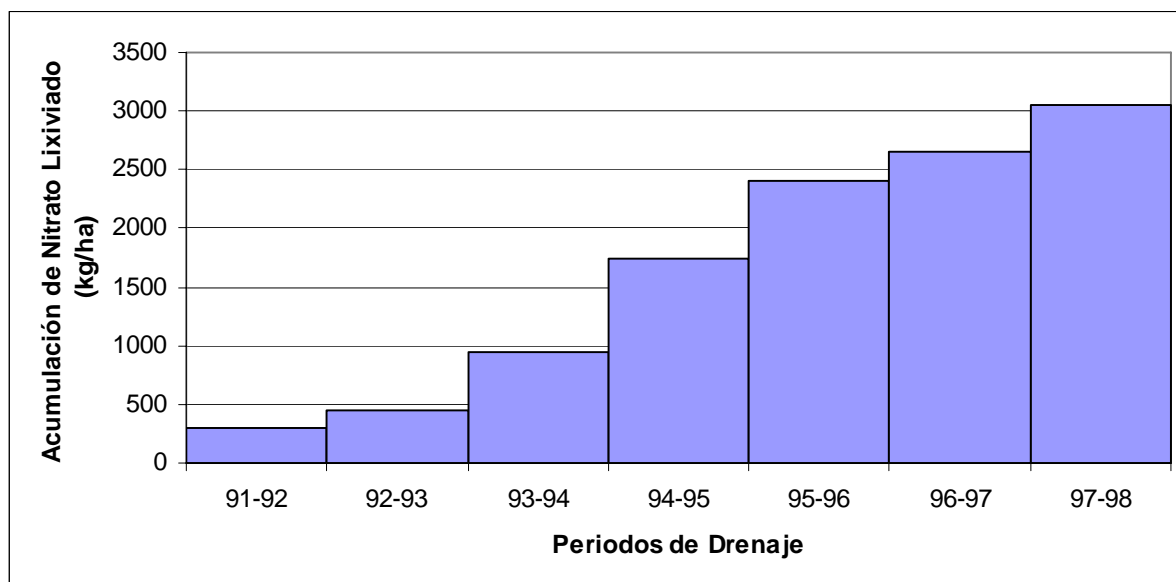


Figura 2.6 N- NO_3 acumulado en el suelo.
Fuente: Martinez y Peu, 2000.

Promediando sobre los 7 años, más de 400 kg N- NO_3 fueron lixiviados representando acerca del 12% del total de N de los purines y el 19% del total de N amoniacal aplicado. Pérdidas tan altas como éstas solo han sido reportadas bajo condiciones de aplicación repetida de purín de ganado y de aves de corral, lo valores son 10 o 20 veces más grandes que los reportados en campos normales.

En este estudio, el total del N recuperado del suelo y en el drenaje fue menos que el 40% del total aplicado. Balances previos de nitrógeno en el experimento, enfatizan la importancia de las emisiones gaseosas. La desnitrificación en el suelo aparece como un importante componente en el balance del nitrógeno, removiendo 30-40% del nitrógeno total aplicado, también aparece la emisión de NO en el sistema (Chadwick et al, 1998). Como se observa de la Figura 2.6, el N acumulado en el suelo se incrementa con los años, provocando un efecto a largo plazo.

Otros autores han mostrado también grandes pérdidas de N, entre los 27-74%, siguiendo distintas tasas de aplicación (Bernal et al, 1993). Se observó además que el porcentaje de nitrógeno no recuperado se incrementa con el aumento de la aplicación, lo que también es observado por Cooper et al (1984). Esto se atribuye principalmente a las pérdidas por desnitrificación.

En 2005 se realizó un estudio sobre los efectos de la aplicación de purín líquido, en las pérdidas de $\text{NO}_3\text{-N}$ por lixiviación en el drenaje de agua subterráneo en un suelo plástico arcilloso en Iowa (Bakhsh, R.S. Kanwar, D.L. Karlen, 2005), con el objeto de evaluar como la aplicación a largo plazo de fuentes de nitrógeno orgánico e inorgánico a cultivos puede incrementar el potencial de

lixiviación de nitrato. El experimento en terreno fue conducido por 6 años (1993-1998) con aplicación de purín líquido y urea nitrato amonio como fertilizantes a campos de cultivo con un sistema de producción continuo de maíz y de maíz después de soya.

La rotación de soya-maíz también puede afectar la percolación de $\text{NO}_3\text{-N}$ por las características de fijación del nitrato de la soya. La soya típicamente acumula 25-50% del N a través de proceso de fijación del nitrógeno desde la atmósfera y usa el nitrógeno residual y el N mineralizado para la mayoría del su requerimiento de N. El sistema de rotación también puede afectar las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el perfil del suelo porque a la soya no se le aplica purín. Otro factor que puede influir en el proceso de mineralización en la zona radicular es la baja razón de C/N del residuo de la soya.

El experimento se realizó en suelos con una distribución de partículas de 200 a 280 g/kg de arcilla, de 310 a 420 g/kg de limo y de 380 a 440 g/kg de arena en el perfil hasta 1,2 m de profundidad. Estos suelos contenían 30-40 g/kg (4-3%) de materia orgánica, y con un drenaje de moderadamente bueno a pobre, y tenía una superficie freática por temporadas altas. El sitio tiene en algunas partes 60 m de acuífero, aunque en algunas áreas el lecho de roca está cercano a la superficie.

El experimento, se hizo en 18 predios con 6 sistemas de cultivo: Maíz continuo fertilizado con urea (CCU), Maíz continuo fertilizado con purín líquido (CCM), Maíz después de Soya fertilizado con urea (CSU), Maíz después de Soya fertilizado con purín líquido (CSM), Soya después de Maíz fertilizado con urea (SCU), Soya después de Maíz fertilizado con purín líquido (SCM).

La cantidad promedio de purín líquido aplicado fue de 160 kg N/ha para Maíz continuo y 136 kg N/ha para cultivo rotacional. De urea se aplicó 135 kg N/ha para Maíz continuo y 110 kg N/ha para cultivo rotacional. El purín fue inyectado en el suelo y luego dentro de una semana fue mezclado con un arado, en los primeros 100-150 mm.

El sistema de drenaje subterráneo fue instalado en 1979. Cada predio fue drenado separadamente con una red de drenes instalados en el centro del predio a una profundidad de 1,2 m, de los que se tomaron muestras y se midió el drenaje.

Los predios que recibieron purines variaron de año a año. La distribución de las precipitaciones y las diferentes tasas de aplicación también afectaron las concentraciones de N. El análisis de varianza mostró altas dependencia de los efectos de las estaciones y su interacción con los tratamientos en las concentraciones medidas.

En 1997, los predios con Maíz rotacional mostraron altas concentraciones en comparación con los de Maíz continuo. Esta diferencia puede ser atribuida a la liberación del N fijado desde la descomposición de las raíces de la soya de los años anteriores, Figura 2.7.

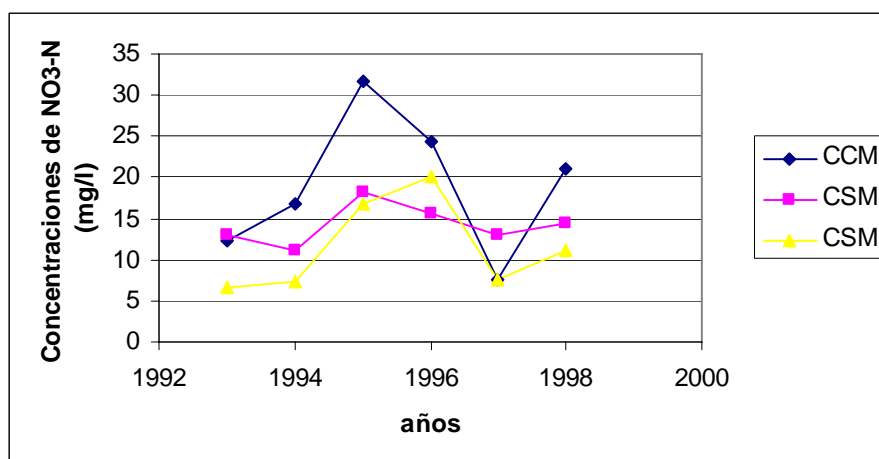


Figura 2.7 Concentraciones de NO₃-N en el drenaje.
Fuente: Bakhsh et al., 2005.

Las diferencias significativas en las concentraciones entre tratamientos en 1998 se deben a las diferentes tasas de aplicación de los purines.

La concentración más alta de NO₃-N se presentó en el año 1995 en el sistema CCM, 31,8 mg/l. Los resultados del análisis muestran que las tasas de aplicación y las precipitaciones son los factores que mayormente afectan las concentraciones en el flujo de agua subterránea, Figura 2.8.

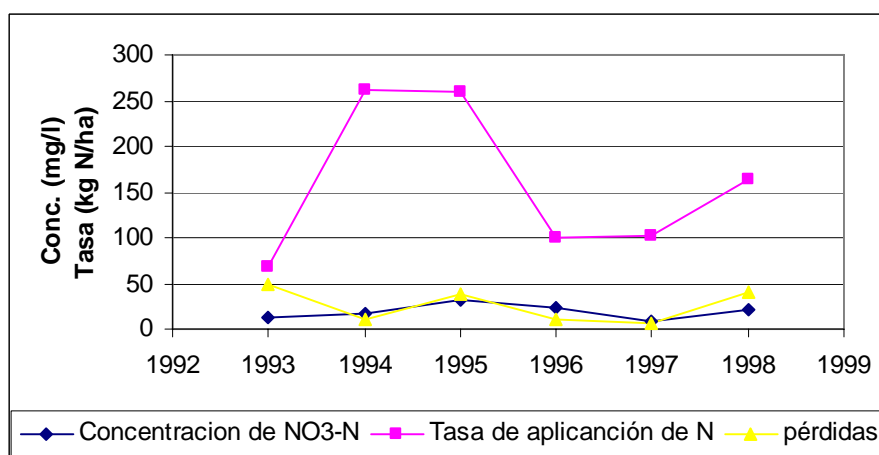


Figura 2.8 Tasa de aplicación, pérdidas y concentraciones de NO₃-N en el drenaje para el continuo cultivo de maíz con aplicación de purín.
Fuente: Bakhsh et al., 2005.

Las pérdidas de NO₃-N en el drenaje fueron significativamente afectadas por el volumen del flujo debido a la alta correlación entre el flujo subterráneo y las pérdidas ($R^2=0,9$). El efecto de el sistema de cultivo y las pérdidas no fue significativo anualmente ni en la acumulación de los 6 años, pero sí estacionalmente. El promedio anual de pérdidas de NO₃-N con el drenaje subterráneo varió de 7 kg N/ha en 1994 y 1997 a 38 kg N/ha en 1993, principalmente debido a la variación en las precipitaciones. En 1993, aunque ocurrió el máximo de pérdidas, las diferencias entre tratamientos fueron insignificantes. Similarmente en años secos como 1994 y 1995 resultaron bajas pérdidas indicando una directa relación entre pérdidas y flujo. La variación en las pérdidas de NO₃-N a través de los años puede ser también explicada usando los datos de la

producción de granos de maíz debido a la asociación entre N utilizado por los cultivos y pérdidas. Mayores pérdidas resultaron en bajas producciones de granos de maíz en años respectivos, excepto en 1998, que mostró altas pérdidas, así como también alta producción debido a efectos del clima.

Cuando se promedió sobre los 6 años, el tratamiento con purines dio como resultado una pérdida mucho mayor 26 kg N/ha versus 17 kg N/ha que corresponde a la pérdida en el tratamiento con urea. La rotación de cultivos dio como resultado pérdidas poco significativas con ambos tratamientos, el promedio de pérdidas sobre los 6 años en los cultivos de maíz después de soya y de soya después de maíz con aplicación de purín fue 20 kg N/ha en ambos casos, y para el tratamiento con urea fue 14 kg N/ha y 13 kg N/ha.

Las pérdidas de $\text{NO}_3\text{-N}$ con drenes son afectadas por una compleja interacción entre el clima (ciclo de años secos y húmedos), las tasa de aplicación del N y las condiciones de crecimiento.

En un estudio realizado por Smith K. Et al (2002) a solicitud del gobierno del Reino Unido, en el procedimiento de aumentar las "Nitrate Vulnerable Zones" (NVZ's) se estudió la lixiviación de nitratos seguida de la aplicación en otoño y invierno de purines animales a praderas. El experimento fue llevado a cabo en cuatro sitios con pradera, representativos de un amplio rango de condiciones climáticas y agronómicas de Inglaterra, durante 4 años. Se aplicó purín líquido a los campos experimentales sobre un rango de tiempo (incluyendo junio y después mensualmente de septiembre a enero) a una tasa de 200 kg N/ha. La lixiviación de nitrógeno en los cuatro años fue de 0 a más de 50% del N aplicado en el purín líquido, con las mayores pérdidas ocurridas luego de las aplicaciones de septiembre a noviembre.

Del estudio se concluyó que los purines líquidos contienen una mayor proporción de N soluble que los purines sólidos, produciendo que el N en el purín líquido sea más rápidamente disponible para el consumo de los cultivos que el purín sólido. Sin embargo, por esta misma razón, el N en los purines líquidos es más susceptible a lixiviar luego de su aplicación fuera del periodo de crecimiento de las plantas (en los meses de otoño e invierno). En el estudio se observó que además de las características del N en los purines, el principal factor que influyó la porción de N del purín lixiviado fue el volumen de precipitaciones luego de la aplicación. Sin embargo existió una gran variación entre las cantidades de N lixiviado, entre los sitios y años. Por lo que otros factores como la tasa de aplicación, el cultivo y residuos anteriores pueden haber tenido un importante impacto.

En otro estudio realizado por Abril A. (2006) sobre el efecto de la fertilización con nitrógeno en cultivos de trigo en la dinámica del nitrógeno y su balance en las pampas húmedas de Argentina, se analizaron cuatro tratamientos con distintas tasas de aplicación de fertilizante y con y sin cultivos. El balance resultó negativo en todos los tratamientos, la mayor pérdida de N (1075 kg N/ha) ocurrió en el tratamiento con mayor tasa de aplicación. Se concluyó en el estudio que la tasa de aplicación incrementaba significativamente el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas.

En un estudio realizado por Schalcha E. et al (1979) en Chile, se analizó el movimiento y destino del nitrato en un área agrícola regada con aguas servidas crudas. El área con riego de aguas servidas corresponde a la zona suroeste de la ciudad de Santiago, al sur del río Mapocho y al este de los suburbios, y es parte de la cuenca del río Mapocho. El nivel freático en el área va de 1 a 15 m de profundidad, con un flujo de este a oeste.

Los vertisoles son abundantes en el sur y noroeste de la cuenca del Mapocho, que incluye el área de estudio. El suelo del campo de 15 ha estudiado, se clasificó como franco arcillo-arenoso, o franco arenoso (20% de arcilla). Este campo era representativo de toda el área, y su nivel freático era de 2 a 2,2 m de profundidad y no sufría cambios durante el año. La zona radicular fue estimada como 0,4 m, para el tipo de cultivos del campo de estudio. Los cultivos de la zona en general corresponden a vegetales, como lechuga, cebolla, pepino, etc. También se cultiva trigo en algunos campos y unos pocos frutales. En el área se obtienen altas producciones con dos cultivos de cereales o tres de lechuga al año y cuatro cosechas de repollo. No hay uso de fertilizantes comerciales en el área, sólo los nutrientes del agua servida. Las precipitaciones se concentran en los cuatro meses de invierno y raramente exceden los 350 mm anuales. Durante los 8 meses secos se utiliza sólo agua servida para el riego de los cultivos.

Se tomaron muestras del agua de los canales de regadío, principal y secundario en la zona en estudio, de diques de regadío, a la entrada y salida, y de 3 pozos en 1 zona, el n°1 y n°2 se encuentran dentro de la zona de regadío con aguas servidas de los canales y el n°3 en una zona aledaña con el mismo tipo de suelo y regada con aguas del río Mapocho, el que recibe aguas servidas al pasar por la ciudad y cuyas aguas también fueron muestreadas. Los datos sobre nitrógeno obtenidos se presentan en la Tabla 2.8.

Tabla 2.8 Nitrógeno en las muestras

	N total (mg/l)	N-NH4 (mg/l)	N-NO3 (mg/l)
Canal principal	37,1	33,1	0,2
Canal secundario	38,0	30,1	0,2
Dique (entrada)	37,5	28,1	0,2
Dique (salida)	39,0	26,1	0,7
Río Mapocho	3,6	3,1	0,6
Pozo n°1	15,1	0,8	12,7
Pozo n°2	12,0	0,9	9,2
Pozo n°3	2,7	1,3	0,9

Fuente: Schalcha E. et al, 1979.

El promedio de nitrógeno total en el periodo seco corresponde a 35 mg/l, del cual cerca de un 80% corresponde a NH₄. Se midió el contenido de N en los cultivos principales y su producción, la que resulta adecuados contenidos de nutrientes en el suelo, confirmando el hecho de que no es necesario fertilizantes cuando se riega con agua servida. Las mediciones del suelo arrojan bajos niveles de NH₄, indicando que el suelo tiene buena aireación y que permita la oxidación del NH₄ que viene en el agua servida. En la zona radicular del suelo se encontraron cantidades significativas de NO₃, con valores cercanos a 32 mg/l. Bajo esta zona los valores decrecen como máximo en un 50%.

Utilizando un procedimiento desarrollado por Pratt et al. (1978) se calculó la tasa de NO₃ lixiviado hacia las aguas subterráneas, a partir de las mediciones de NO₃ en el suelo. Se asumió que como la materia orgánica bajo la zona radicular es baja, la actividad microbiana era despreciable y que el manejo de la zona había sido constante durante más de 10 años, sobre la base que el área era cultivada hace más de una década. Se obtuvo una tasa de 350 kg N/ha de nitrógeno que lixiviaba a través de 90 a 140 cm de profundidad.

A pesar de que la tasa calculada puede estar sobrevalorada al despreciar los efectos de la desnitrificación y adsorción en las capas más profundas a la radicular, las altas concentraciones de N encontradas en los pozos n°1 y n°2 demuestran la contaminación de las aguas del acuífero superficial, cuya fuente más probable, según el estudio, es el riego con aguas servidas en la zona.

De la información de la Tabla 2.8 es posible observar que los pozos ubicados en la zona donde se regaba con agua con mayor concentración de nitratos, el agua subterránea tenía mayores concentraciones de NO_3 , mientras que en el pozo donde se regaba con aguas del río Mapocho las concentraciones eran menores. Es decir que la tasa de aplicación de N tenía una influencia directa sobre el nitrógeno encontrado en el agua subterránea y según los cálculos realizados también sobre el drenaje desde el suelo.

En un reporte realizado por el instituto de soluciones ambientales (ADAS, independent provider of environmental solutions, rural development services and policy advice, UK.), “Supporting paper D3 for the consultation on implementation of Nitrates directive in England” (2007) se estudiaron diferentes factores que afectan la concentración de nitratos en el drenaje hacia las aguas subterráneas, con datos y estudios encontrados en la literatura especialmente en Inglaterra. Algunos de los resultados y conclusiones obtenidos se describen a continuación.

En suelos gruesos o arenosos, permeables, el exceso de agua en el invierno que continúa moviéndose hacia abajo, más allá de la zona radicular hacia las aguas subterráneas, provoca que el nitrato se desplace hacia el acuífero. El contenido de agua en el suelo es mayor en este tipo de suelos, las concentraciones de nitrato en el agua drenada del suelo es relativamente alta al inicio del invierno y declinan con el tiempo al desplazarse y diluirse el nitrato del suelo. En suelos con mayor retención como los limos y las arcillas, el contenido de agua en el suelo es mayor y requieren mayor cantidad de precipitaciones para mover el nitrato bajo la zona radicular. En suelos arcillosos, el movimiento del agua a través de la matriz del suelo es lento, lo que tiende a promover pérdidas vía escurrimiento superficial y/o hacia abajo vía grietas o macroporos en el suelo. Se ha observado, sin embargo, que las concentraciones en el drenaje suelen fluctuar dependiendo de las precipitaciones. Frecuentemente las concentraciones en periodos de bajo flujo son altas, en muchas áreas agrícolas de suelos arcillosos suelen exceder los 50 mg/l. Las concentraciones tienden a ser menores durante fuertes precipitaciones.

En Inglaterra las diferencias en concentraciones de nitrato en el drenaje entre sitios están fuertemente afectadas por diferencias en las precipitaciones y los tipos de suelo. Las concentraciones de nitrato en inviernos lluviosos tienden a ser mucho menores que las de inviernos secos. Esto se puede apreciar en promedios de datos obtenidos de 300 sitios y 13 años de monitoreos combinados de Áreas Sensibles al Nitrato (NSA, Nitrate Sensitive Areas) y Zonas Vulnerables al Nitrato (NVZ, Nitrate Vulnerable Zones) (Silgram et al, 2003, Lord et al, 1999).

Las concentraciones de nitrato que dejan la base de la zona radicular tienden a declinar en el invierno, y la extensión de esta disminución también depende de la cantidad de precipitaciones y del tipo de suelo. En inviernos moderados, la mayor parte del nitrato será lixiviado en suelos arenosos. El nitrato es más rápidamente lixiviado de suelos arenosos y poco profundos que en suelos más finos. Por esta razón, las pérdidas de nitratos por lixiviación desde suelos arenosos son, en general, más grandes que desde suelos finos, bajo las mismas precipitaciones y el mismo manejo agrícola.

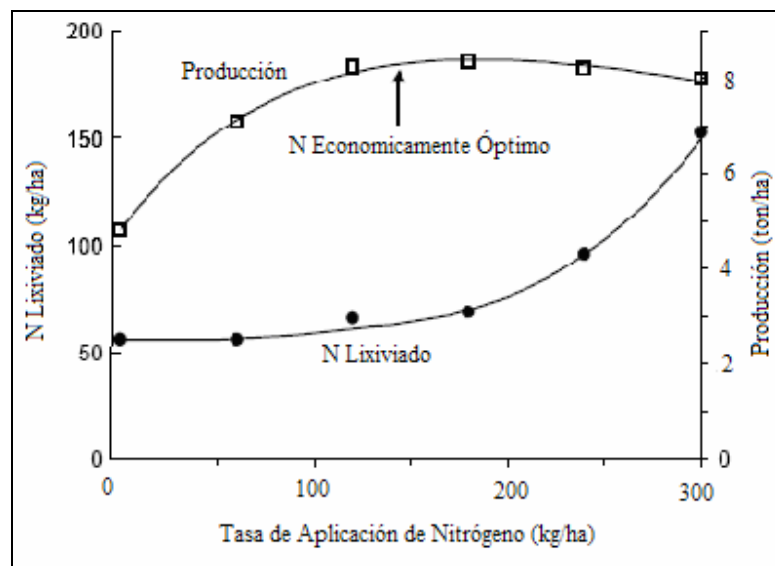


Figura 2.9 Ejemplo de la relación entre tasa de fertilización de N de los cultivos y N lixiviado, en cultivos.
Fuente: ADAS, 2007.

El aumento en la tasa de aplicación de N en los suelos provoca aumento en las concentraciones en el drenaje. Para disminuir el riesgo de lixiviación se recomienda no exceder los requerimientos de los cultivos. Cuando el suelo recibe demasiado fertilizante, el cultivo no puede usar todo el nitrógeno adicional eficientemente, lo que incrementa el N mineral residual en el suelo, que es vulnerable a lixiviar. Según esto y como se puede observar en la Figura 2.9, la aplicación de nitrógeno incrementa lentamente el nitrógeno lixiviado cuando la entrada de N es menor que el recomendado, pero sobre este nivel, el nitrógeno lixiviado se incrementa fuertemente con la entrada de N.

De las experiencias descritas y estudios realizados, se puede concluir que existen muchos factores que influyen la lixiviación de nitratos hacia las aguas subterráneas, ya que los distintos procesos que sufre el nitrógeno en el suelo pueden verse incrementados o disminuidos por diferentes circunstancias.

Los factores además se superponen entre si resultando a veces imposible separar los distintos efectos que causan. Por ejemplo, mientras la lixiviación de nitrógeno es más difícil desde suelos finos, estos mismos suelos son más propicios para la desnitrificación, que a su vez permite que el nitrógeno en el suelo se vaya a la atmósfera y quede menos disponible para lixiviar.

Otro punto importante es la influencia de los cultivos en la lixiviación de nitrógeno, la que no queda del todo clara según las experiencias, ya que aunque existen cultivos que requieren más N del suelo y otros menos, como las leguminosas ya que pueden fijarlo desde la atmósfera, el consumo real de los cultivos va a depender de muchos factores, como el clima, el suelo, la materia orgánica, etc. que pueden influir en su desarrollo y por tanto variar el consumo de nitrógeno de las plantas.

Para finalizar, de las experiencias reportadas en la literatura revisada, se pueden obtener las siguientes conductas generales, en la lixiviación de nitratos desde el suelo.

- La tasa de aplicación es un factor importante en la lixiviación de nitratos y su aumento provoca un incremento en el N lixiviado hacia las capas más profundas del suelo.
- El suelo es otro factor relevante, ya que en suelos más gruesos o arenosos el drenaje es mayor y el nitrato lixivía más fácil y rápidamente que en suelos de texturas más finas.
- Las precipitaciones tienen una influencia directa sobre la cantidad de nitrógeno lixiviado, ya que a mayor precipitación es común, entre las experiencias analizadas obtener una mayor cantidad lixiviación.
- Las formas del nitrógeno en el purín facilitan o dificultan la lixiviación de nitratos, proporciones altas de NH_4 resultan en una lixiviación más rápida de nitratos, que cuando este se encuentra en otras formas.
- La volatilización y la desnitrificación según las características de la zona, pueden ser dos fuentes importantes de salidas de N del suelo hacia a atmósfera.
- La acumulación de N en el suelo por aplicaciones altas y reiteradas en el tiempo provoca un efecto a largo plazo en la lixiviación de nitratos.

2.5 PURINES DE CERDO.

2.5.1 Producción de Purines.

El purín de cerdo corresponde a la mezcla de los diferentes desechos producidos en un plantel porcino, estos son las excretas de los cerdos, los desechos de comida, el agua de lavado y la cama de los cerdos. Estos cuatro componentes del purín tienen un alto grado de variabilidad, por lo que las características de los purines tienen un rango muy amplio.

La composición y tasa de las excretas de los cerdos dependen de la dieta con que son alimentados, de la etapa de desarrollo en que se encuentran y del género. En el caso de las hembras dependen además de si se encuentra en estado de gestación o lactancia. La cantidad de agua utilizada en el lavado depende del tipo de limpieza y de la distribución del plantel. Los purines se pueden también ver afectados en su composición por cambios químicos como la volatilización del NH_3 , que va a depender de cómo se almacena el residuo y del tiempo transcurrido antes de su aplicación al suelo. Las concentraciones de distintos parámetros en los residuos también pueden variar si existe una separación en la recolección de los sólidos y líquidos. Otro factor que se debe tener en cuenta además es la variación estacional que tienen los residuos, producto de la disponibilidad de insumos, las precipitaciones y las necesidades de los cerdos entre otras.

Según las etapas de desarrollo de los cerdos, en los planteles se les divide por sector y se les alimenta con diferentes dietas. Las distintas etapas o sectores son:

- Sector de Monta:
Este corresponde a aquel donde se lleva a las hembras antiguas o nuevas (chanchilla de reposición) destinadas a la reproducción. Estas son dispuestas en corrales individuales, hasta ser preñadas por monta natural o inseminación artificial. Aquí se encuentran también los machos reproductores. Aquí las hembras reciben una dieta especial que depende de si son nuevas o

antiguas. Las nuevas tienen una dieta limitada destinada a mantener un peso ideal, mientras que las antiguas tienen una dieta libre para recuperar el peso perdido en la lactancia.

- Sector de Gestación:

Este es aquel donde se lleva a la hembra una vez preñada, por alrededor de 114 días. Aquí la dieta es limitada para no tener problemas en el parto.

3. Sector Maternidad:

Este sector es donde se lleva a la madre y sus crías por aproximadamente 18 al 21 días cuando se realiza el destete. Aquí la dieta es libre, por los altos requerimientos de la lactancia.

- Sector de Cría

Este corresponde a donde son llevados los cerditos desde el día 21 a 45, donde tienen una dieta especial para acostumbrarlos a las raciones sólidas.

- Sector de Recría:

Este corresponde a donde pasan los cerditos luego de la cría, donde son preparados por 15 días para pasar al próximo sector.

- Sector de engorda:

Este corresponde al último sector, que dura aproximadamente 80 días y donde la dieta esta enfocada a lograr el peso ideal del cerdo.

Estos sectores pueden variar ligeramente de un plantel a otro, ya que no todos tienen el mismo sistema de producción. Sin embargo, éstos representan los sectores mas importantes y comunes entre los planteles.

En la Tabla 2.9 se muestra la composición promedio de las excretas según la etapa del cerdo, con la producción diaria estimada para cada animal.

Tabla 2.9 Producción de excretas según estado del animal.

Etapa del Animal	Peso (kg/día)	Volumen (l/día)	ST (kg/día)	DBO ₅ (kg/día)	Nitrógeno (kg/día)	Fósforo (kg/día)	Potasio (kg/día)
Cría	16	1,0	0,09	0,08	0,01	0,01	0,01
Recría	29	1,8	0,18	0,14	0,01	0,01	0,01
Engorda	68	4,3	0,41	0,33	0,03	0,02	0,02
Gestación	125	4,2	0,37	0,30	0,03	0,02	0,02
Maternidad con cría	170	15,1	1,36	1,09	0,1	0,08	0,08
Verraco	159	5,3	0,45	0,38	0,04	0,03	0,03

Fuente: <http://www.purdue.edu/dp/evirosoft/manure/src/main.htm>.

De la Tabla 2.9 se observa la amplia variación de la cantidad de excreta producida según etapa de los cerdos, donde la mayor producción en peso y volumen corresponde a la maternidad con crías. Por otro lado la concentración de sólidos totales es mayor en la recría y engorda, la DBO₅, el nitrógeno el fósforo y el potasio en la cría. Estos valores sin embargo cambian de un plantel a otro y no siempre se mantienen las mismas relaciones en las distintas etapas de los cerdos.

Los distintos tipos o prácticas de recolección de las excretas y su almacenaje, están directamente relacionados con las concentraciones en los residuos de un plantel, los residuos se pueden manejar en forma sólida y/o líquida con el uso de agua para lavar.

Para la recolección de desechos en forma sólida existen diferentes opciones en suelos no ranurados, pavimentados o no, el residuo sólido puede ser recogido manualmente o con un cargador frontal. En algunos planteles utilizan canales combinados con recolección manual o recogida automática o suelos inclinados para recoger el estiércol. Luego el estiércol se almacena en fosas, pilas u otras instalaciones para almacenar. Este tipo de recolección es conveniente para planteles abiertos, en áreas con clima seco, pero requiere mucho más mano de obra que los sistemas de recolección de residuos en forma líquida ya que son menos automatizados. Su gran ventaja es que la recolección de forma sólida produce mucho menor volumen de residuos que la en forma líquida.

La recolección de desechos en forma líquida resulta más adecuada para planteles de mayor envergadura y de cría intensiva, donde resulta de mayor beneficio la automaticidad de estos sistemas. La recolección líquida se realiza en general con el método de piso ranurado en el área de bebida de los animales, las excretas pasan a través de este piso y se acumulan en fosa bajo para luego ser transportadas un estanque o laguna. Existen dos sistemas de lavado con los pisos ranurados. El sistema “Pit” corresponde al drenaje periódico del contenido en la fosa bajo el piso al lugar de almacenaje por medio de la gravedad, después de lo cual se vuelve a llenar la fosa con agua. Para este sistema es necesario el drenaje regular para que no sedimenten los sólidos y se acumulen en la fosa. El sistema “Flush” se realiza mediante estanques de descarga, que se ubican en los extremos de los pabellones de los cerdos. Éstos se vacían cada cierto periodo de tiempo para transportar las excretas hacia el lugar donde se almacenan.

El otro sistema de limpieza líquida corresponde al sistema tradicional, en el cual de forma manual se lavan del suelo los desechos con mangueras. Los sistemas de recolección en forma líquida tienen la desventaja de generar mayor volumen de residuos, en particular el sistema Flush que utiliza una gran cantidad de agua para trasladar los residuos, el sistema tradicional depende de la conciencia con que es realizado la cantidad de agua utilizada.

2.5.2 Caracterización de Purines

A continuación algunos datos sobre el volumen y composición de los residuos de planteles porcinos encontrados en Chile y otros países.

En España se tiene como referencia un promedio de producción de purín de 7 litros por un cerdo al día (Bernal, 1990), y una concentración media por parámetros como se ve en la Tabla 2.10.

Tabla 2.10 Características purines de cerdo en España.

Parámetros	Valores
Materia Seca (%)	5-7
DBO5 (mg/l)	15.000-25.000
DQO (mg/l)	35.000-60.000
N-NH4 (mg/l)	3.000-5.000
P (mg/l)	1.000-3.000
K (mg/l)	1.000-3.000

Fuente: Plaza et al., 2006.

En Inglaterra según el ADAS Gleadthorpe Research Center los parámetros característicos para purines líquidos de cerdos son.

Tabla 2.11 Características purines de cerdo en Inglaterra.

Parámetros	Valores
Materia Seca (%)	2-6
N (mg/l)	3-5
P (mg/l)	1-3
K (mg/l)	2-3

Fuente: ADAS, 2001.

En Chile los planteles porcinos presentan grandes diferencias entre sí, en la Tabla 2.12 se presenta un promedio de las concentraciones en los purines entregada por M. Mena y en la Tabla 2.13 se presenta un promedio de las concentraciones de los purines de una caracterización de planteles porcinos realizada por el INIA (Instituto Nacional de Investigación Agrícola y Ganadera).

Tabla 2.12 Características purines de cerdos en Chile.

Parámetros	Valores
DBO ₅ (mg/l)	28.500
DQO (mg/l)	55.200
SST (mg/l)	32.000
SSV (mg/l)	25.000
NKT (mg/l)	450
P (mg/l)	1.200

Fuente: Información entregada por M. MENA, 2007.

Tabla 2.13 Características purines de cerdo, caracterización de planteles, INIA.

Parámetros	Valores
NKT (mg/l)	1.282
N-NO ₃ (mg/l)	53
N-NO ₄ (mg/l)	686
N-org (mg/l)	542
DBO ₅ (mg/l)	7.006
pH	6,9
P (mg/l)	328
Sol. Totales (mg/l)	8.675

Fuente: INIA, 2005.

Las grandes diferencias se deben a la división entre residuos sólidos y líquidos en la recolección de residuos que genera un rango muy distinto de concentraciones en la parte de residuos líquidos, la dilución de los residuos por aguas de lavado, por las precipitaciones cuando los recintos o canales de conducción no se encuentran cerrados y según el tipo de plantel, de cría y/o engorda.

En la Tabla 2.14 se presentan las concentraciones típicas de N total, y sólidos totales en las aguas servidas en la región metropolitana y las concentraciones límites de nitrógeno, fósforo y sólidos totales en la norma de agua potable, D.S. 90.

Tabla 2.14 Concentraciones en aguas servidas y norma de agua potable.

Parámetros	Aguas Servidas(*)	D.S. 90
N Total (mg/l)	30-50	50
P (mg/l)		10
Sol. Totales (mg/l)	5-10	80

(*) Concentración de las aguas servidas entregadas en apuntes de clases, por Sancha A. (2006).

Si comparamos, las concentraciones de N en los purines son mucho mayores, en varios ordenes de magnitud, a la concentración de N en las aguas servidas y al límite en el D.S. 90, con los sólidos totales ocurre lo mismo y con el fósforo también si lo comparamos con el D.S. 90. Por esta razón resulta tan importante el manejo de los purines, ya que las concentraciones en estos residuos son de tal magnitud que pueden provocar alteraciones en las aguas naturales muy difíciles de revertir.

2.5.3 Caracterización de Planteles Porcinos y sus Residuos

En un proyecto realizado en Chile por el INIA (2001-2005), se caracterizaron cuatro planteles porcinos, con su ubicación, la descripción general de los terrenos ocupados, los sistemas de limpieza, el inventario de animales los insumos y el manejo de los residuos. Además se realizó un muestreo de los purines y análisis de sus parámetros físico-químicos: DBO₅, conductividad eléctrica, nitrógeno (NO₃, N total y NH₄), fósforo, sólidos totales y solubles, y su variación estacional, para con estos datos obtener una caracterización de los efluentes de planteles porcinos en Chile. La descripción completa de los resultados obtenidos en este estudio se presenta en el Anexo 1.

Con los datos obtenidos en este estudio es posible analizar la influencia de factores como el tipo de plantel (de engorda y/o cría), el tipo de lavado utilizado para la limpieza y la superficie por animal. Además en este estudio se pueden apreciar las tasas de aplicación que se utilizan en Chile en los planteles de pequeña y media envergadura.

Los planteles analizados fueron los siguientes:

Plantel 1: La Isla de Agrícola El Monte, con 61.135 animales (plantel de engorda).

Plantel 2: Santa Lucía de Agrícola Lyon, con 14.380 animales (plantel de cría y engorda).

Plantel 3: La Islita de Agrícola La Islita, con 14.704 animales (plantel de engorda).

Plantel 4: Agripor de Porgen, con 11.420 animales (plantel de cría y engorda).

A continuación se presenta una tabla con el tipo de lavado en cada plantel caracterizado por número de animales.

Tabla 2.15 Distribución de tipos de lavado por plantel.

Tipo de Lavado	Plantel 1		Plantel 2		Plantel 3		Plantel 4	
	Nº animales	%	Nº animales	%	Nº animales	%	Nº animales	%
Tadicional	4.860	43	28.013	58				
Flush	4.940	43	4.165	9			14.380	100
Pit			15.890	33				
Cama Caliente	1.620	14						
Lavado c/mínima agua					14.704	100		

De la Tabla 2.15 se puede inferir que el plantel 1, al tener un 14% de animales con sistema de cama caliente debiera tener un menor volumen en sus efluentes, al igual que el plantel 3 al

utilizar un sistema de lavado con un mínimo de agua. Los residuos líquidos de los sistemas: tradicional, flush y pit dependen de la periodicidad del lavado y además de correcta utilización del agua en el caso del sistema tradicional.

En la Tabla 2.16 se presentan los valores de volúmenes de residuos sólidos (RS) y líquidos (RIL) por plantel y por cerdo en cada plantel, para con estos valores poder comparar la importancia que tienen los factores antes comentados sobre los residuos.

Tabla 2.16 Comparación de residuos entre los planteles.

Parámetros	Plantel 1	Plantel 2	Plantel 3	Plantel 4
Volumen de residuos Sólido (ton/año)	7.344*	14.688	3.060	3.672
kg RS/cerdo al año	643*	240	208	255
N total en RS(kg/año)	49.720	98.986	24.501	35.206
kg N/cerdo al año	2,4*	0,9	1,2	1,3
Volumen de residuos Líquidos (m ³ /año)	54.000	144.000	43.200	37.800
m ³ RIL/cerdo al año	4,7	2,4	2,9	2,6
Concentración de N (mg/l)	2.173	827	720	1.409
N total en RL (kg/año)	117.342	119.088	31.104	53.260

* En estos parámetros no se ha tomado en cuenta los RS de las camas calientes

En la Tabla 2.16 se observa que en el plantel 1 los RS por cerdo son más del doble de los otros planteles, ya en este valor no está incluido los RS de las camas calientes, no se encuentra una explicación de este hecho en los datos disponibles. Entre los otros planteles el volumen de RS por cerdo es similar.

Las concentraciones de N en los residuos líquidos son relativamente parecidas entre el plantel 1 y 2, un poco mayores para el plantel 3 y mucho más altas para el plantel 1, el cual además tiene el mayor volumen de residuos sólidos por cerdo. Esto nos lleva a concluir que la alta producción de residuos en este plantel se debe a características propias en la producción, como la dieta y cama de los animales.

Además de las distintas características de los residuos en cada plantel un factor muy importante a tener en cuenta es el área disponible para la disposición de los residuos ya que es esta la que define finalmente la tasa de aplicación de nitrógeno por año. En la Tabla 2.17 se presentan el número de animales, las hectáreas para la disposición de residuos, la relación de hectáreas para disposición por animal y las diferentes tasas de aplicación de nitrógeno de cada plantel. Hay que tener en cuenta que los suelos en algunos planteles tienen cultivos y en otros no, o existen de los dos tipos, algunos con cultivos continuos, como frutales y parronales o anuales como maíz y hortalizas, y estos no siempre son constantes a través de los años.

Tabla 2.17 Comparación de planteles entre, área de aplicación, total de animales y diferentes tasas de aplicación.

	Plantel 1	Plantel 2	Plantel 3	Plantel 4
Total de cabezas	11.420	61.135	14.704	14.380
Total de suelos para aplicación (ha)	47,5	36,0	58,0	160,0
m ² /cabeza	41,6	5,9	39,4	111,3
Mayor tasa de aplicación (kg N/ha/año)	5.867	7.612	517	455
Menor tasa de aplicación (kg N/ha/año)	1.007	3.308	240	117

De la Tabla 2.17 se observan las altas tasas de aplicación de nitrógeno en los planteles 1 y 2, en comparación con los otros dos planteles, en el plantel 1 ésta se debe a la alta producción de nitrógeno como residuo por cerdo y en el plantel 2 a la reducida área de terreno por cerdo en la que se disponen los residuos. En los planteles 3 y 4 las máximas tasas de aplicación son mucho menores de alrededor de 500 kg N/ha. Sin embargo, estas siguen siendo muy altas en comparación a valores aceptables en otros países, como por ejemplo el DEFRA Water Code, el código para las buenas prácticas agrícolas en Inglaterra, que tiene como máximo 250 kg N/ha anuales para terrenos agrícolas.

Altas tasas de aplicación de nitrógeno al suelo como las presentadas en la Tabla 2.24, sean sobre cultivos o no, e independiente de las condiciones del terreno, tienen una probabilidad alta de contaminar el acuífero que se encuentre bajo ellas, y si se encuentran en sectores con condiciones que favorezcan la lixiviación, como son suelos con alta permeabilidad, altas precipitaciones y niveles freáticos cercanos a la superficie, el impacto en las aguas subterráneas será de gran importancia.

Es de destacar, además, la importante variación estacional encontrada en las concentraciones de los purines. En el nitrógeno total se encontró una variación máxima de un 100% y en los sólidos totales de un 65%, en uno de los planteles caracterizados. Esta variación tan pronunciada hace necesario que los planteles realicen un monitoreo a lo largo de todo el año, para prevenir tasas de aplicación mucho mayores a lo esperado en las estaciones de altas concentraciones.

CAPÍTULO 3:
METODOLOGÍAS DE ANÁLISIS DE LA
CONTAMINACIÓN

3.1 INTRODUCCIÓN

Los métodos para evaluar contaminación de aguas subterráneas se pueden clasificar en tres grandes grupos: Índices y Superposición, Modelos de Simulación y Modelos Estadísticos.

Los Índices y Superposición están enfocados a medir la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación, la cual puede tratarse de vulnerabilidad intrínseca o específica. Los índices de Vulnerabilidad intrínseca, determinan la facilidad de contaminación de las aguas subterráneas según las propiedades del sistema acuífero, considerando un contaminante universal. Estos combinan diferentes atributos físicos de la zona de estudio, dándoles un cierto valor según una escala definida y un peso. Luego, para calcular el índice se multiplican los valores por los pesos y se suman obteniéndose de esta forma el puntaje del índice en cada zona, que cuantifica la vulnerabilidad de la zona, o la facilidad de que ésta se contamine. Los índices de vulnerabilidad específica evalúan la contaminación esperada de un contaminante o actividad específica y para esto combinan diferentes factores que afectan la facilidad de contaminación del acuífero a un contaminante en particular, siguiendo la misma metodología de los índices de vulnerabilidad intrínseca para calcular el valor del índice e cada zona.

Los Modelos de Simulación utilizan soluciones analíticas o numéricas para estimar los distintos cambios y procesos que sufren las sustancias y con esto calcular las concentraciones o tasas del contaminante, además de otros parámetros. Estos requieren, en general, información detallada sobre la zona de estudio para realizar estimaciones adecuadas.

Los Modelos Estadísticos necesitan datos sobre la contaminación para su aplicación. Con esta información a través de estudios probabilísticos, se estima la contaminación esperada en el futuro o en zonas aledañas en las que no se cuenta con información.

El tipo de metodología utilizada depende de los resultados que se quieren obtener y de la información de que se disponga. Los índices de contaminación son fáciles de aplicar y no necesitan de información muy detallada. Sin embargo, su resultado es sólo comparativo y no entregan valores que permitan conocer directamente la magnitud de la contaminación . Por otra parte los modelos de simulación son una herramienta adecuada cuando se quieren estimar valores concretos, pero necesitan de información detallada y sus resultados son a veces muy sensibles a los valores de entrada. Por ultimo, los modelos estadísticos requieren de una gran cantidad de datos de concentraciones del contaminante con las que, en general, no se cuenta.

A continuación se describen Índices de vulnerabilidad específica y modelos de simulación, además de experiencias realizadas con estas metodologías.

3.2 MODELOS DE SIMULACIÓN

3.2.1 Aspectos Generales

Muchos modelos numéricos, han sido desarrollados en todo el mundo, para entender, cuantificar y simular el movimiento de contaminantes de fuentes no puntuales desde el suelo a otras áreas. En particular existen modelos disponibles para fuentes agrícolas, no puntuales, como la aplicación de estiércol animal al suelo, que ayudan a entender el transporte y destino del

nitrógeno y como éste varía según las condiciones climáticas, las características del suelo, el manejo de las granjas, la fecha de aplicación y muchas otras variables.

Los modelos de simulación estiman las cargas contaminantes hacia los distintos destinos como concentración o tasa en peso por área. Los modelos pueden diferir en muchos aspectos entre sí, por ejemplo en sus escalas de aplicación, están los modelos de escala de campo, como ANIMO, CENTURY, MANNER, etc. que buscan representar los distintos procesos y vías de entrada y salida del nitrógeno y otros nutrientes a pequeña escala, donde las características del suelo, el clima y condiciones iniciales se consideran uniformes sobre todo el terreno estudiado y que por lo tanto arrojan resultados promedio para los datos de entrada. Por otro lado están los modelos a escala nacional y regional, los que discretizan el área de aplicación, y utilizan diferentes métodos de distribución o interpolación de los datos de entrada y modelan los procesos según esta distribución para luego obtener resultados individuales y totales el área estudiada.

Además de las diferencias entre escalas de aplicación, ésta la complejidad con que se abordan los distintos procesos y vías que sigue el nitrógeno en el sistema suelo-planta-agua y las distintas entradas de nitrógeno al sistema que son tomadas en cuenta por los modelos. Hay modelos que para simplificar el ciclo del nitrógeno toman como entrada sólo las más importantes como la aplicación de fertilizantes o purines al suelo, mientras otros simulan todas las entradas, la fijación, la deposición atmosférica, el aporte de las raíces de las plantas y de los cultivos anteriores además de la aplicación de fertilizantes. Modelos más complejos como LEACHMN, CENTURY, DNDC, ANIMO, etc. simulan la mayoría de los procesos que sufre el nitrógeno en el suelo como mineralización, volatilización, adsorción, nitrificación, desnitrificación, consumo de las plantas y otros tratando de ajustarse lo más posible a la realidad y utilizando en algunos casos modelos de estanques de los distintos compuestos en el suelo. Mientras otros son un esquema simplificado de estos procesos y no necesariamente los toman todos en cuenta. Es importante tener en cuenta que mientras más detallado y complejas son las simulaciones del modelo se requiere mayor y más detallada información de entrada para obtener un resultado adecuado.

Es habitual las distintas transformaciones que sufre el nitrógeno que sean simuladas por los modelos median reacciones de primer orden, en otros casos mediante rectas ajustadas a datos estadísticos o ecuaciones más complejas. En algunos modelos se simulan los ciclos del nitrógeno el carbono y el fósforo paralelamente y las transformaciones que sufren son simuladas con relaciones entre ellos y sus proporciones en el suelo.

Definir los procesos que son simulados y los que no, depende del criterio utilizado por el modelador, de la importancia que se les da a cada proceso y de la viabilidad de ser estos simulados adecuadamente. También hay que tener en cuenta que existen procesos como la desnitrificación cuya importancia como vía de salida del nitrógeno depende de las características del suelo y las condiciones climáticas y, por esto, según la zona de aplicación serán o no una limitación importante en caso de no ser simuladas en el modelo.

Otro punto es la extracción o consumo de nitrógeno de los cultivos, o vegetación natural, praderas bosques, etc. ya que para simular esta salida de nitrógeno se debe contar con la modelación de los sistemas de desarrollo de los cultivo o de las plantas, su producción, etc. lo que resulta en un modelo extra al ciclo del nitrógeno de alta complejidad ya que en el interfieren muchos factores.

El flujo, las entradas y salidas del agua son un importante aspecto en la modelación del destino de los nutrientes en el suelo. Hay modelos que toman en cuenta la evapotranspiración, el flujo horizontal y vertical, mientras otros sólo consideran un modelo unidimensional vertical.

Para el flujo y transporte de solutos, existen dos tipos de modelos conceptuales utilizados por los modelos. Esta el enfoque funcional que utilizan modelos como el GLEAMS y MANNER, los que dividen el suelo en capas que son caracterizadas por su volumen máximo de agua almacenable, el que es definido con la capacidad de campo del suelo, y su concentración de soluto. En estos modelos el flujo del agua y el transporte de solutos se realizan de una capa a la siguiente más profunda, mediante un flujo pistón. El otro enfoque es el numérico que utilizan modelos como HYDRUS, LEACHM y WAVE que modelan el flujo y transporte de solutos mediante la resolución numérica de la ecuación de Richards. El enfoque con que se modela depende, entre otros factores, de la información de salida deseada, el tipo de datos disponibles y la complejidad de los procesos a simular. Es importante considerar, además, que los modelos tienen como volumen de control diferentes profundidades y mientras algunos se limitan a simular exclusivamente entre la superficie del suelo y la zona radicular, otros llegan hasta profundidades mucho mayores, para las cuales se hace necesario una modelación más estricta de los flujos y el transporte de solutos.

La cantidad de procesos modelados y el grado de simplificación con que éstos se simulan no está directamente relacionado con la calidad de los resultados obtenidos por los modelos, modelos más complejos no necesariamente tendrán resultados más precisos que otros más simples. Lo importante es que el modelo entregue salidas coherentes según las entradas entregadas y los procesos simulados, para poder con los resultados lograr estimaciones y evaluaciones de lo que ocurren en la realidad teniendo en cuenta las limitaciones de la simulación.

3.2.2 Listado de Modelos

A continuación se describen algunos de los modelos de simulación para contaminación no puntual del nitrógeno.

3.2.2.1 ANIMO

Es un modelo mecánico y determinístico en una dimensión para calcular el ciclo de C, N y P en el suelo y las emisiones de N y P al agua superficial y subterránea a escala de campo. Desarrollado por Alterra, Instituto de Investigación Ambiental, Los Países Bajos.

3.2.2.2 CENTURY versión 4.

Es un modelo general del ciclo de nutrientes planta- suelo, que ha sido utilizado para simular la dinámica del carbón y otros nutrientes para diferentes tipos de ecosistemas incluyendo praderas, tierras agrícolas, bosques, y sabanas. Fue desarrollado originalmente por U.S. National Science Foundation Ecosystem Studies Research Projects, EEUU, después, ha sido mejorado por Tallgrass Ecosystem Fire Project, Central Plańís, Experimental Range – LTER, NASA-EOS Project, Agricultural Research Service, USDA.

3.2.2.3 DNDC (DeNitrification-DeComposition)

Es un modelo de simulación computacional de la biogeoquímica del carbón y nitrógeno en sistemas agronómicos, en la zona radicular de 0 a 50 cm de profundidad. Desarrollado por el Institute of the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, Inglaterra.

El modelo puede ser usado para predecir el crecimiento del cultivo, temperatura del suelo y regímenes de humedad, dinámica del carbón en el suelo, lixiviación de nitrógeno y emisión de gases incluyendo N_2O , NO , N_2 , NH_3 , CH_4 y CO_2 .

3.2.2.4 EPIC

Es un modelo de política medioambiental con clima integrado, desarrollado por USDA/ARS team in Temple, Texas, USA. Es un modelo de suelo/cultivo compuesto de varios componentes de simulación para el tiempo, la hidrología, los ciclos de los nutrientes, el destino de los pesticidas, el crecimiento de los cultivos, la erosión del suelo y manejo del suelo.

3.2.2.5 GLEAM System

Es un Modelo de sistemas de manejo agrícola y efectos de cargas en las aguas subterráneas (GLEAMS), desarrollado por USDA United States Department of Agriculture, USA. Es un modelo de escala de campo, desarrollado como una extensión del sistema de manejo agrícola para los compuestos químicos, escorrentía y erosión CREAMS.

3.2.2.6 HYDRUS-1D

Es un modelo desarrollado por Simunek et al (1998) que permite simular el movimiento de agua, calor y solutos en un medio unidimensional bajo diferentes regímenes de saturación del suelo.

3.2.2.7 INIATOR

Es un modelo desarrollado para entender los principales flujos de nitrógeno en Los Países Bajos, que corresponde a las siglas Integrate NITrogen Impar Assessment Tool On a Regional scale.

3.2.2.8 LEACHMN

Es un modelo determinístico unidimensional que simula el movimiento del agua y solutos relacionando procesos químicos y biológicos en la zona no saturada del suelo. LEACHM fue desarrollado por John Hutson and Jeff Wagenet, en el Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences at Cornell University, Ithaca, New York, USA.

3.2.2.8 MANNER

Es un modelo pensado como sistema de apoyo a la toma de decisiones, MANNER (MANure Nitrogen Evaluation Routine) fue diseñado para proveer una rápida estimación del nitrógeno disponible en el estiércol o purines y pérdidas de nitrógeno debido a estos, para un rango de condiciones agronómicas, de fácil uso para los granjeros. Desarrollado por el Departamento de Alimentos Ecológicos y Asuntos Rurales y ADAS (Proveedor independiente de soluciones ambientales, desarrollo de servicios rurales y ayuda en políticas de manejo), Reino Unido.

3.2.2.9 RZWQM Root Zone Water Quality Model

Es un modelo que simula los principales procesos físicos, químicos y biológicos en un sistema de producción agrícola. RZWQM es un modelo unidimensional (perfil de suelo vertical) que simula el crecimiento de la planta y el movimiento del agua, nutrientes y químicos agrícolas sobre, en y bajo la zona radicular de un área de un sistema de cultivo agrícola bajo un rango de práctica de manejo típicas.

3.2.2.10 STONE

Es un modelo desarrollado en Los Países Bajos para asesorar la emisión de nutrientes (N y P) debido a los cambios en la agricultura a escala regional y nacional.

3.2.2.11 WAVE

Es un modelo numérico determinístico de una dimensión (Vanclouster et al., 1994) que simula el transporte de masa y energía y las transformaciones del nitrógeno en el sistema planta-suelo. Desarrollado por el Institute for Land and Water Management of the Katholieke Universiteit Leuven, Bélgica.

3.2.3 Resumen de los Modelos

Los modelos, como se observa en su descripción, utilizan diferentes formas para simular las transformaciones de los compuestos, el flujo y transporte, y las entradas y salidas. A continuación se presenta una tabla resumen de los distintos modelos descritos.

Tabla 3.1 Resumen de los modelos

MODELOS	ORIGEN	ESCALA	DATOS Salida	DATOS Entrada
ANIMO	Alterra, Instituto de Investigación Ambiental, Los Países Bajos.	De Campo	1-30 Días	Muchos
CENTURY	U.S. National Science Foundation Ecosystem Studies Research Projects, EEUU.	De Campo	Anual	Moderados/ Muchos
DNDC	Institute of the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, Reino Unido.	De Campo Regional	Anual	Moderados/ Muchos
EPIC*	USDA/ARS team in Temple, Texas, USA.	De Campo	Diaria/Anual	Moderados
GLEAMS*	USDA United States Department of Agriculture, EEUU.	De Campo	Diaria/Anual	Moderados
LEACHM*	Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences at Cornell University, Ithaca, New York, EEUU.	De Campo	Diaria/Anual	Moderados/ Muchos
MANNER*	Department for Environment Food and Rural Affairs and ADAS, independent provider of environmental solutions, rural development services and policy advice, Reino Unido.	De Campo	Periodo de drenaje	Pocos
RZWQM*	USDA-ARS-NPA Great Plains Systems Research Unit, Colorado, EEUU.	De Campo	Diaria/Anual	Moderados
WAVE	Institute for Land and Water Management of the Katholieke Universiteit Leuven, Bélgica.	De Campo	Diaria/Anual	Moderados

* Recomendados por la EPA, Environmental Risk Management Methodologies and Approaches, 2004.

3.2.4 Experiencias con Modelos

Se han realizado muchos estudios con los modelos que comparan las simulaciones realizadas por estos y datos obtenidos de experimentos de campo, para determinar la capacidad que tienen las modelaciones de representar lo que ocurre en diferentes condiciones.

En un estudio realizado por Wolf J. (2001) sobre la simulación de la lixiviación de nitrógeno en un suelo arenoso en Los Países Bajos, se compararon los resultados de los modelos ANIMO de escala de campo y STONE para análisis regional y nacional, con los datos medidos en una granja

experimental, con diferentes rotaciones de cultivos de maíz césped y remolacha, aplicación de fertilizantes e hidrología.

La comparación de los flujos y balances de nitrógeno medidos y simulados para los diferentes campos experimentales mostraron que el nitrógeno mineral en la parte superior del suelo y desde ahí las principales entradas de nitrógeno en el sistema del suelo fueron bien simuladas por ambos modelos, y que la lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas fue moderadamente bien y moderadamente pobre simulada por ANIMO y STONE respectivamente. La simulación de la lixiviación de nitratos de STONE fue frecuentemente muy alta, lo que es principalmente causado por la subestimación del consumo de nitrógeno de las plantas. El consumo de nitrógeno de las plantas fue calculado con mayor precisión por ANIMO, pero esta aproximación del consumo de nitrógeno necesita calibración en escala de campo y no puede ser aplicada a escalas mayores. Este estudio mostró que probar modelos de grandes escalas como STONE en datos medidos desde experimentos de campo puede difícilmente resultar satisfactorio y que la calibración de modelo de gran escala en experimentos bien manejados puede ser negativo para aplicaciones prácticas.

Se concluyó que el tiempo de recorrido del N mineral en el primer nivel del suelo fue, en términos generales, bien simulado por los dos modelos. Esto indica que las principales entradas en el suelo, el contenido, la descomposición y tasa de mineralización del N fueron bien descritas. Para la aplicación a gran escala la distribución espacial de las principales entradas de N no se conocen en detalle y pueden limitar la precisión de los resultados del modelo.

El consumo de N de las plantas fue generalmente subestimado por STONE y las variaciones medidas en el consumo de las plantas entre diferentes años y cultivos no fue bien reproducida. La principal explicación es que la aproximación para calcular el consumo de N aplicada a grandes áreas y a condiciones prácticas de agricultura da resultados que difieran de los de un campo de experimentación. El consumo de N fue calculado razonablemente bien por ANIMO, pero las variaciones medidas en diferentes años y cultivos no fueron bien reproducidas. Esta aproximación para calcular el consumo de N necesita calibración en pequeña escala y no puede ser aplicada a grandes escalas.

Los puntos previos muestran que probar un modelo a gran escala como STONE en datos medidos de un experimento en terreno es problemático y puede difícilmente esperar ser satisfactorio y segundo, la calibración de un modelo a gran escala en un experimento bien manejado puede ser erróneo para aplicaciones prácticas.

Las concentraciones de nitrógeno en el agua subterránea poco profunda fue simulada moderadamente bien y moderadamente bien a pobremente por ANIMO y STONE respectivamente. La variación en la concentración de N con el tiempo fue en general mal simulada, principalmente debido a la variación en el consumo de N entre años no fue bien simulada.

La inicialización y parametrización de STONE a gran escala para el estudio de emisión de nutrientes puede ser realizada solamente en forma esquematizada cuyos resultados son menos precisos que los de estudios a pequeña escala.

La simulación de la infiltración de N con STONE y ANIMO bajo un rango de condiciones de simulación no fue en general exitosa, debido al problema de simular simultáneamente los 3

procesos determinantes: consumo de las plantas, desnitrificación y cambio en el N orgánico del suelo.

Li Ch. et al. (2006) realizaron un estudio en Iowa con el propósito de mejorar el modelo biogeoquímico DNDC, para la estimación de lixiviación de nitratos desde campos de cultivo con sistema de drenaje artificial con drenes. Observaciones de nueve drenajes artificiales con tres diferentes tratamientos de fertilización en 4 años en un experimento en terreno en Iowa se utilizaron para realizar modificaciones en el modelo. Comparaciones preliminares con el flujo observado en los drenes indicaron que al modelo DNDC original le faltaba un carácter de regresión en la percolación del agua. Para corregir esta desviación, nuevas características de retención de agua se agregaron a DNDC, una adoptando una curva de regresión para regular el flujo de drenaje gravitacional en el perfil de suelo explícitamente modelado (0 – 50 cm), y la segunda introduciendo un estanque de agua virtual para el espacio en el fondo del perfil simulado y donde se sitúan los drenes artificiales (145 cm) para controlar la descarga del drenaje artificial. Con estas modificaciones, se mejoraron las predicciones del modelo de flujos de percolación de agua desde los drenes. Se creó un estanque de nitrógeno adsorbido en DNDC para simular el efecto del suelo en la cantidad de nitrógeno disponible para lixiviar, se adoptó la ecuación Langmuir para simular el aumento de capacidad del modelo para simular la dinámica del amonio libre, nitrificación y lixiviación de nitrato, todo esto entre los 50 y 145 cm no simulados por el modelo.

Análisis de sensibilidad del modelo modificado mostraron que el impacto de las diferencias de precipitación, textura del suelo, contenido de carbón orgánico y tasa de aplicación de fertilizante en la lixiviación de nitratos fueron consistentes con las observaciones reportadas por otros investigadores. Este estudio indicó que un modelo bioquímico con modificaciones limitadas en la hidrología puede servir para la predicción de lixiviación de nitratos y ser útil para el manejo sustentable de la agricultura.

Un estudio realizado por Poch R. et al. (2005) sobre la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en suelos agrícolas se compararon dos modelos con distinto enfoque en su simulación. STICS es el código funcional, mientras que HYDRUS-1D fue elegido por su enfoque numérico.

El nitrógeno lixiviado (N_{lix}) por debajo de los 1,2 m del suelo se calculó con los datos del contenido de nitrógeno en el suelo (CNS) mediante un balance de masa (3.16) realizado entre 11/02 y 18/06. Se consideró la lixiviación como el componente que cuadrara el balance.

$$\Delta CNS = N_{fert} + N_{min} - ENC - N_{lix} \quad (3.1)$$

Donde ΔCNS es la variación de CNS en el suelo; N_{fert} es la cantidad de nitrógeno mineral aplicado como fertilizante; N_{min} es la cantidad de nitrógeno mineralizado en el suelo; ENC son las extracciones de nitrógeno del cultivo calculadas según el procedimiento descrito por Dobermann y Walters (2003), y finalmente N_{lix} es la cantidad de nitrógeno pérdida en el sistema por lixiviación. Todos los componentes están en kg N/ha.

Se simularon los escenarios de 5 tratamientos experimentales (con 3 repeticiones cada uno) con cultivo de maíz y diferentes dosis y tipos de fertilizante nitrogenado. Los ensayos se llevaron a cabo en el área agrícola del Baix Empordà (noreste de España) durante la primavera del año 2004. Las condiciones iniciales de HYDRUS se definieron con el contenido de agua y de nitratos

del perfil del suelo. Los datos de evaporación del suelo y transpiración real del cultivo en cada uno de los 15 escenarios de simulación se tomaron del modelo STICS.

Los dos modelos reflejaron de forma muy similar los balances de agua y nitrógeno al final del periodo de simulación, pero HYDRUS con la ecuación de Richards permite simular mejor la retención de agua en el suelo, HYDRUS sobrevalora el contenido de agua en el suelo (CAS) e infravalora CNS en comparación con STICS. Esto se refleja en diferencias en la estimación de nitrógeno lixiviado en los distintos escenarios. HYDRUS simula cantidades de nitrógeno lixiviado mayores que STICS, lo que también se ve en las concentraciones de nitrógeno del agua lixiviada ya que los volúmenes de drenaje simulados por ambos modelos son parecidos. STICS predice mejor los riesgos de lixiviación calculados experimentalmente.

Se puede concluir que aunque HYDRUS refleja mejor las características físicas del suelo y su efecto sobre el drenaje acumulado, el código STICS es el más idóneo para predecir los riesgos de lixiviación durante el periodo y condiciones simuladas.

En un estudio realizado por Sogbedji J. et al (2006) se evaluó la versión revisada de LEACHMN usando datos de lisímetros y experimentos de campo realizados en la Universidad de Lomé Research Farm en Togo, West Africa. El modelo fue calibrado para las constantes de tasas de mineralización, nitrificación, desnitrificación y volatilización con valores medidos de pérdidas por percolación de $\text{NO}_3\text{-N}$ y consumo de nitrógeno de cultivos de maíz del experimento y testeado con datos medidos de distribución de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el perfil del suelo y consumo de nitrógeno del maíz del campo de experimento y el drenaje recogido del experimento con lisímetros. La evaluación del modelo involucró dos escenarios con un creciente nivel de generalización para las constantes de tasas de las transformaciones: (i) Valores de las constantes de tasa para cada tratamiento, (ii) Valores de las constantes de tasa promediados sobre los distintos tratamientos.

La versión revisada del modelo LEACHM simuló exitosamente el volumen y tasa de drenaje en "Ferralsols" en el sur de Togo sin ningún esfuerzo en la calibración de la subrutina de flujo del agua en el modelo cuando fueron recogidos en el sitio los datos de entrada, conductividad hidráulica y retención de agua. El modelo puede satisfactoriamente simular el drenaje de agua y su tasa ($r^2 = 0,94$ a $0,99$) y simula efectivamente el transporte y destino del nitrógeno cuando las constantes de tasa de las transformaciones del nitrógeno han sido calibradas para cada tratamiento de nitrógeno en específico ($r^2 = 0,98$), aunque las constantes calibradas pueden no ser sensibles a bajos o moderados tratamientos de nitrógeno ($0\text{-}60$ kg N /ha). La variación de constantes de tasa calibradas entre tratamientos de nitrógeno principalmente resulta de la incapacidad del modelo de simular con exactitud la dinámica del consumo de nitrógeno por el maíz. El modelo falla al predecir satisfactoriamente el perfil de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el suelo cuando las constantes de tasa son promediadas sobre los distintos tratamientos de nitrógeno. Generalizaciones del modelo sobre diferentes tratamientos requiere una considerable precaución.

Globalmente, el modelo LEACHMN es capaz de simular el drenaje y la dinámica del nitrógeno bajo las condiciones agro ecológicas de Togo. Una mejor y más realista ejecución del modelo requiere la incorporación de una rutina más sofisticada para simular el consumo de nitrógeno de las plantas que cuente con un link directo entre crecimiento de la planta y flujo del agua y solutos en el suelo.

Otro estudio con el modelo LEACHM realizado por Lee K. y José S. (2005) fue conducido para examinar las pérdidas de lixiviación de nitrógeno desde una plantación de algodón de siete años

de antigüedad y de pinos tratados con fertilización con nitrógeno repetidamente por siete años. Otro de los objetivos fue establecer la tasa óptima de fertilización de nitrógeno, la cual produjera el crecimiento aceptable de los árboles con una mínima contaminación a las aguas subterráneas.

Las plantaciones estaban localizadas en el noroeste de Florida en un suelo arcillo arenoso, de alta permeabilidad. El nitrógeno fue aplicado a través de un sistema de riego por goteo con tasas de 0, 56, 112 y 224 kg N/ha por año. Se colectaron muestras de agua del suelo mensuales usando lisímetros de tensión, instalados a 30 y 120 cm de profundidad para analizar el NO_3 y NH_4 . Las concentraciones fueron incorporadas con los datos de flujo del modelo de simulación LEACHM para estimar las pérdidas de nitratos por lixiviación.

Las pérdidas estimadas para cada plantación no fueron muy diferentes, sin embargo la fertilización con nitrógeno con un tasa sobre 56 kg N/ha por año incrementaron la lixiviación de nitratos sin beneficios para el crecimiento de los árboles de las dos especies. La fertilización dio como resultado en un importante aumento de los niveles de concentración medidos en comparación con el tratamiento con 0 kg N/ha, por lo tanto para este tipo de cultivos se concluyó que la fertilización no debe exceder los 56 kg N/ha por año en las condiciones del sitio estudiado.

El modelo LEACHM predijo la lixiviación de nitrógeno en ambas plantaciones razonablemente bien. Sin embargo, como el consumo de N varía con la edad de los árboles, el cálculo de la fertilización y la lixiviación debe ser estudiado para cada periodo en particular para ajustar el consumo de nitrógeno en LEACHM.

En un estudio realizado por Smith K. A. et al (2003) se compararon los resultados simulados por el modelo MANNER de las pérdidas de nitratos por la aplicación de purín líquido de cerdo aplicado con inyección a través de surcos abiertos en un campo experimental con suelo franco arenoso en ADAS Gleadthorpe, Nottinghamshire, Inglaterra.

Simulaciones iniciales de lixiviación de N utilizando MANNER resultaron deficientes al compararlas con los datos medidos del campo de experimentación, prediciendo pérdidas mayores y más tempranas que las medidas, en la relación drenaje y lixiviación. Esta falta de ajuste entre los datos medidos y simulados se puede entender por las pérdidas por volatilización del amonio, diferencias entre el contenido de volumétrico de humedad del suelo (V_m) y nitrificación de amonio y amoniaco.

A pesar de que MANNER cuenta con 15 diferentes tipos de suelo, caracterizados con sus contenidos volumétrico de humedad, la clasificación puede resultar inadecuada para algunos suelos, donde el amplio rango de tamaño de partículas puede abarcar un amplio rango de humedad volumétrica. El modelo caracteriza al suelo franco arenoso con 170 mm de V_m en los primeros 90 cm del suelo, el que resulta bajo comparado con los 220-300 mm estimados para las series de Wick (Hollis, 1978) dentro de las que se encuentra el suelo del área en estudio. Además, la opción de aplicación, inyección profunda, única opción para las inyecciones en el modelo, con la que se realizó la simulación asume que el purín se aplica a 25 cm de profundidad, lo que reduce el V_m en un 30%. Con el ajuste del V_m dado por MANNER a 300 mm se consiguió una importante mejora en los resultados del modelo.

El contenido de N mineral en purines líquidos se encuentra casi completamente en forma de NH_4 , este una vez en el suelo es rápidamente adsorbido y retenido por el intercambio en el suelo. En

esta forma el N no es susceptible a lixiviar sin embargo a través de la nitrificación el NH_4 se transforma en NO_3 que es fácilmente lixiviable. Este proceso ocurre generalmente rápido en suelos fértiles con temperaturas mayores a 5°C , en presencia de adecuada humedad, lo que se asume en el modelo. Pero en el sitio en estudio, el suelo se encontraba casi a capacidad de campo y con temperaturas bajo 5° , por lo que la nitrificación es retrasada. Esto produjo retrasos en la lixiviación que no son simulados por el modelo.

Las pérdidas de amonio por volatilización no son modeladas por el modelo en la opción de aplicación de inyección profunda seleccionada, ya que para esta opción el modelo asume que el purín es aplicado a una profundidad tal, que la volatilización es despreciable. Sin embargo en el estudio el purín fue aplicado vía surcos abiertos, en los que según estudios realizados por Smith et al (2000), las pérdidas de amonio por volatilización son de aproximadamente un 20% del NH_4 aplicado.

La incorporación de estos tres ajustes (Vms, retraso por nitrificación y volatilización) dan como resultado simulaciones muy cercanas a las obtenidas en las mediciones del campo de experimento. La diferencia más importante la produce el cambio en el Vms. Con los ajustes realizados se obtiene una muy buena simulación de la relación entre el drenaje y la lixiviación de N en el sitio de estudio.

En otro estudio realizado por Webb J. et al (2001) utilizó el modelo MANNER para cuantificar el impacto en lixiviación de NO_3 al introducir medidas para reducir el las emisiones de NH_3 , en la aplicación de estiércol de ganado. A tasas típicas de aplicación en Inglaterra, el potencial para el incremento de lixiviación NO_3 siguiendo la inyección de estiércol líquido o la incorporación rápida al suelo de estiércol sólido (técnica de aplicación que reducen la volatilización) fueron mayores para el estiércol de pollo/pavo (22-58 kg N/ha) y menores para el estiércol de ganado basado en paja (6-10 kg N/ha), pero resultando ambas en un aumento en la lixiviación.

Los resultados sugirieron que para evitar el incremento potencial de lixiviación de NO_3 , como consecuencia de reducir las emisiones de NH_3 , el estiércol no debe ser aplicado por técnicas de reducción de NH_3 previo al sembrado de otoño.

Riga P. y Charpentier S. (1999) realizaron un estudio sobre la simulación de la dinámica del N en un suelo aluvial arenoso con irrigación por goteo en una plantación de manzanos, con el objetivo de optimizar el manejo de las entradas de nitrógeno en el fertilizante con una irrigación por goteo, en un cultivo de manzanas de suelo limo arenoso. Se observó in situ: i) el transporte del nitrógeno y el agua, ii) los niveles de nitrógeno en las hojas, frutas y podas y iii) la distribución de las raíces. Luego se usó el modelo determinístico, unidimensional (WAVE, Vanclouster et al, 1994) para cuantificar los parámetros anuales de los balances de agua y nitrógeno en una base de datos diaria. La heterogeneidad horizontal a lo largo de las filas de cultivo del sistema agua-suelo-gotero se trató en dos compartimentos adjuntos: uno bajo el gotero recibiendo la fertilización y el otro fuera de esta zona. Las transferencias de nitrógeno en los árboles hacen imposible estimar directamente el consumo de nitrógeno desde las raíces en el tiempo.

Las pérdidas de nitrógeno simuladas fueron debido a iguales cantidades de lixiviación de nitrógeno bajo 9 m de profundidad (9 g N/árbol/año) y desnitrificación (7 g N/árbol/año). Las pérdidas simuladas de nitrógeno gaseoso fueron localizadas principalmente en la zona bajo el gotero y mostraban una alta tasa de lixiviación durante el periodo de entrada del nitrógeno cuando las condiciones de humedad y de altas concentraciones de NO_3^- son favorables para la

desnitrificación. La lixiviación de nitrógeno a 9 m de profundidad fue mayor fuera de la temporada de crecimiento y debido a la extensión de entradas de nitrógeno hasta después de la cosecha. Esta práctica basada en la idea de guardar nitrógeno antes del periodo de hibernación de los cultivos parece no estar justificada.

La condición de borde superior del perfil del suelo fue definida por el flujo en toda la superficie del suelo, tomando en cuenta la tasa de precipitación y la irrigación para el compartimiento bajo en gotero. La condición de borde inferior fue la altura de presión calculada con valores obtenidos de mediciones de tensiómetros a 8 m.

A través de la caracterización del sistema agua-suelo-gotero en dos zonas con diferentes condiciones de borde, es posible lidiar con el problema de la heterogeneidad de las 3 filas. Pero sin una descripción de las posibles transferencias laterales entre los compartimientos, estas nuevas condiciones de borde pueden acarrear discrepancias. Sin embargo, esta aproximación combinada con la simulación del modelo WAVE (Vanclooster et al, 1994), ha mejorado la comprensión de los procesos involucrados en las transferencias de nitrógeno y agua, durante toda la temporada de crecimiento en una base de datos diaria.

El principal propósito de este estudio era reducir las pérdidas de nitrógeno a través del ajuste de las entradas de nitrógeno y los requerimientos de los árboles. Las pérdidas simuladas de nitrógeno gaseoso fueron localizadas principalmente bajo el gotero y directamente relacionadas con las cantidades de entrada. Los resultados mostraron que la extensión de la entrada de nitrógeno después de la cosecha induce a las pérdidas de nitrato por lixiviación.

El modelo WAVE permite una aproximación indirecta para estimar la cantidad de nitrógeno consumido por las raíces la cual es acorde a los valores medidos. Fijando el término del periodo de consumo de las raíces al principio de octubre se obtiene un buen nivel acorde entre la simulación y los valores medidos de NO_3 en el suelo, lo que permite obtener estimaciones adecuadas de lixiviación de los nitratos.

De los estudios realizados con distintos modelos se puede apreciar que en general estos resultan una útil herramienta para estudiar y estimar las pérdidas y destino del nitrógeno en la agricultura y en particular luego de la aplicación de purines al suelo. Sin embargo en algunos casos resulta difícil representar adecuadamente los simultáneos procesos a los que se ve sometido el N, como se ve de la experiencia realizado por Wolf J. (2001), pues es complejo calibrar los modelos en conjunto para todos procesos.

El proceso más complejo de simular según la literatura es el consumo de N de las plantas, ya que este depende de muchos factores, por esto en los modelos a gran escala resulta muy impreciso. Para obtener buenos resultados en la estimación de consumo de las plantas es necesario realizar calibraciones con el modelo de cada campo en particular y por cada año, por esto no es de mucha utilidad la simulación de este proceso como herramienta predictiva en escenarios futuros.

Otro punto a destacar es la diferencia entre los modelos funcionales y los numéricos para la simulación de flujos y transporte del nitrógeno. Aunque los modelos numéricos mediante la ecuación de Richards están mejor capacitados para modelar el flujo de agua a través del suelo y la retención de agua en éste, los resultados obtenidos entre ambos no son muy distintos, y por lo tanto, en una primera aproximación como se ve del estudio realizado por Poch R. et al. (2005) no

son necesariamente los más complejos mejores que los más simples para evaluar los riesgos de lixiviación de nitratos.

A veces los modelos asumen características y situaciones que no siempre se cumplen en todos los lugares, como por ejemplo en la experiencia de MANNER realizada por Smith K.A. et al (2003), donde el contenido volumétrico de humedad a capacidad del campo del suelo en que se realizó el estudio, que caracteriza los suelos en este modelo, no correspondía con el dado por MANNER para el mismo tipo de suelo, y donde la nitrificación tenía un retraso despreciado por modelo.

En general resulta muy importante al aplicar un modelo tener en cuenta sus limitaciones y los supuestos con que se realizan las simulaciones, ya que los modelos representan un cierto número de condiciones y no todas las posibles, lo que puede llevar a veces a resultados que no tienen nada que ver con la realidad simplemente porque el modelo no puede representar la características de una zona en particular. Teniendo claras la limitaciones de un modelo es posible hacer las correcciones o interpretar de forma correcta sus resultados, lo que convierte su uso en un método muy práctico para el estudio y simulación del destino del nitrógeno.

3.3 ÍNDICES Y SUPERPOSICIÓN

Como se explicó al inicio de este capítulo existen dos tipos de índices, están los que estiman la vulnerabilidad intrínseca del sistema a un contaminante genérico y los que estiman la vulnerabilidad específica de un contaminante.

De los índices de vulnerabilidad intrínseca existe muchos en la literatura, unos de los más conocidos y utilizados son: DRASTIC, GOD, SINTACS, AVI y BGR. Estos mediante la evaluación de distintos parámetros y el peso de cada uno de estos parámetros calculan el valor del índice y su vulnerabilidad, con excepción del método GOD el que calcula el valor final como la multiplicación de los tres factores. En la Tabla 3.2 se presentan los parámetros que evalúan cada uno de los índices.

Tabla 3.2 Índices de vulnerabilidad intrínseca.

DRASTIC		GOD		SINTACS		AVI	BGR
D	Profundidad de la zona no saturada	G	Ocurrencia del agua subterránea	S	Profundidad de la zona no saturada	Permeabilidad de los estratos	Tipo de Suelo Agronómico
R	Recarga neta	O	Cobertura (Zona no saturada)	I	Infiltración eficaz	Espesor de cada capa	Litología de la zona no saturada
A	Tipo de acuífero	D	Profundidad de la zona no saturada	N	Características de la zona no saturada		Recarga neta
S	Suelo			T	Tipo de suelo		Acuíferos colgados
T	Pendiente			A	Litología del acuífero		Condiciones de presión
I	Impacto de la zona no saturada			C	Conductividad hidráulica		
C	Conductividad hidráulica			S	Pendiente de la superficie		

Fuente: Ramírez, 2004.

El método más utilizado a nivel internacional es DRASTIC, a nivel nacional el método GOD y adaptaciones de este han sido muy utilizadas en Chile, en los últimos años. Muñoz et al en 1997 utilizaron una adaptación del método GOD (GODS) para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos de Santiago y Copiapó, considerando características atenuantes de tipos de suelos. Utilizando esta misma metodología Von Igel en 1999 realizó un estudio de análisis de vulnerabilidad de los acuíferos del río Aconcagua con la que posteriormente aplicó una metodología asociada de evaluación de riesgo. Ayala y Cabrera en 1999 realizaron un estudio sobre la contaminación de las aguas subterráneas en la Región Metropolitana, encargado por la CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente) donde aplicaban una adaptación propia del método GOD debido a falta de información sobre el medio no saturado.

Existen muchas metodologías para evaluar la vulnerabilidad, pero los resultados de éstas, en general, arrojan resultados muy distintos aún en la misma área de estudio. Se ha visto además que aun la aplicación del mismo método puede arrojar resultados diferentes, esto debido a gran influencia que tiene en los resultados el criterio de quien aplique el índice. Según el estudio realizado por Espinoza y Ramírez (2004) la gran diferencia entre los estudios realizados con el método GOD o GODS se debe a cambios arbitrarios en los valores de los atributos de la metodología, ser una metodología de carácter cualitativo y la información poco precisa de la zona de estudio, cuya consecuencia es una clasificación errónea que no representa la realidad.

A pesar de estas discrepancias los índices de vulnerabilidad, de ser utilizados con un criterio adecuado resultan de utilidad para con información moderada por determinar la facilidad de la contaminación de los acuíferos y de esta forma desarrollar estrategias y políticas de manejo zonas con alta vulnerabilidad previniendo la contaminación.

Los índices de vulnerabilidad específica han tenido mucho menor desarrollo y han sido menos utilizados a nivel mundial, que los índices de vulnerabilidad intrínseca. A continuación se presenta la descripción y el desarrollo de un índice de contaminación intrínseca para la contaminación de las aguas subterráneas con nitratos desarrollado por Canter (1997) y su aplicación en distintas zonas en EEUU.

3.3.1 Desarrollo del Índice de Contaminación Nitratos de Canter.

3.3.1.1 Base Teórica

Canter desarrolló un índice de contaminación de nitratos a través del análisis de los factores más importantes e influyentes en la lixiviación de nitratos en 22 casos de estudio en EEUU y del índice de contaminación de Ramolino (1988). Siguiendo los siguientes pasos genéricos para el desarrollo de un índice de contaminación (Canter, 1997): identificación de los factores pertinentes, asignación de importancia de los factores, definición de la función u otro método para la evaluación de los factores, determinación del total de aproximación para el índice, prueba de aplicación y validación.

La identificación de los factores pertinentes consiste en la definir los factores importantes que pueden ser usados como indicadores de la calidad medioambiental, o de la susceptibilidad a la contaminación. En relación al índice de contaminación de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, el foco central debe estar en los factores relacionados con las actividades humanas y con el escenario hidrogeológico. La identificación de los factores se debe basar en el conocimiento profesional colectivo, o en el análisis de estudio de casos.

El segundo paso en el desarrollo de un índice es la asignación de importancia relativa del medioambiente y/o de los factores de fuente o transporte, y de al menos un arreglo en orden de importancia. Para este paso se puede utilizar juicio de expertos, comparaciones entre factores no ranquedas, medidas utilitarias multi-atributos, rating o ranking.

Muchos métodos han sido usados para evaluar los datos asociados con los factores en metodologías de índices. Algunos ejemplos son el uso de escalas lineales o categorizaciones basadas en el rango de datos, asignación de letras o números para designar categorías de datos, curvas funcionales o técnicas de comparación de a dos no ranquedas. El desarrollo de medidas de evaluación debe ser basado en el conocimiento general de los expertos y métodos publicados utilizados por otros.

La unión de la información de la importancia o escala de los factores en un índice o clasificación es el paso final en el desarrollo del índice. La unión de esta información puede incluir adiciones simples, multiplicación, y/o el uso de funciones.

El último paso en el desarrollo del índice es la verificación de su aplicabilidad. Esto puede envolver un set de datos simple a complejo, y un test estadístico. Como mínimo se debe explorar en términos de necesidad de datos y la disponibilidad de estos.

3.3.1.2 Identificación de los factores pertinentes.

Como base de la identificación de los factores pertinentes Canter utilizó información de 22 casos de estudio, y de los factores que influyen en la concentración de nitratos en las aguas subterráneas en áreas agrícolas. La documentación del comportamiento del nitrato bajo diferentes condiciones de producción de las granjas, como clima, tipo de suelo, principales cultivos, tipo y cantidad de fertilizante y fecha de aplicación.

Los casos de estudio se resumieron y caracterizaron en 8 factores potenciales y la concentración de nitratos resultante. Además del uso del suelo, los factores incluyen: intensidad y tasa de la fertilización, extensión de la irrigación, profundidad del nivel freático, tipo de suelo, tipo de cultivo, profundidad de los pozos, acuíferos confinados o no confinados y condiciones ambientales del acuífero.

La concentración de nitratos de las aguas subterráneas se clasificó en: muy baja (<3 mg/l), baja (3 a 10 mg/l), alta (10 a 20 mg/l), y muy alta (>20 mg/l) en cada uno de los sitios de estudio.

Luego, en base a la información de los casos de estudio y a los procesos y factores que influyen en la lixiviación del nitrógeno que se encuentran en a literatura Canter obtiene la siguiente lista de factores:

- 1) Intensidad de fertilización
- 2) Aplicación oportuna del fertilizante
- 3) Eficiencia del uso del nitrógeno en el fertilizante
- 4) El patrón de precipitación y prácticas de riego
- 5) Textura del suelo
- 6) Profundidad del nivel freático
- 7) Profundidad de los pozos
- 8) Medioambiente químico

La intensidad de la fertilización, se propone como factor pertinente ya que en muchos casos ha sido observada una relación entre la lixiviación de nitratos y la cantidad de fertilizante aplicado. Si la cantidad de fertilizante aplicado excede el requerido por el cultivo, el nitrato disponible por oxidación puede ser lixiviado bajo la zona radicular, lo que puede incrementar la concentración de nitratos en las aguas subterráneas.

La aplicación oportuna del Fertilizante es un factor que puede utilizarse para disminuir la lixiviación de nitratos hacia las aguas subterráneas. El fertilizante debe ser aplicado tan cerca como sea posible del tiempo en que se utilizará por el cultivo, para maximizar su uso y disminuir sus pérdidas por lixiviación. Cuando se aplica una cantidad de fertilizante que no excede las necesidades del cultivo oportunamente, queda muy poco nitrato disponible para lixiviar, sin embargo, si se aplica el fertilizante muy tempranamente, pueden ocurrir lixiviaciones debido a las precipitaciones o irrigación antes que el cultivo utilice el fertilizante.

La eficiencia del uso del nitrógeno en el fertilizante (NUE) se define como la forma en que el cultivo recupera el nitrógeno del fertilizante que es aplicado al suelo (Baber, 1975). Esta NUE es importante desde el punto de vista ambiental, ya que el nitrógeno que no sea utilizado por el cultivo se puede perder a través de lixiviación. La NUE es a veces limitada por la habilidad del cultivo de recuperar el nitrógeno que permanece en una forma química disponible en la zona radicular. Esto puede ser debido a la distancia entre el nitrógeno y las raíces combinado con la tasa de movimiento de nitrógeno hacia las raíces, o también a una tasa más baja que el óptimo de absorción de las raíces (Baber, 1975).

Existen otros factores que pueden influir fuertemente la NUE. Por ejemplo factores climáticos que determinan la tasa de crecimiento, lo que influye en la tasa de nitrógeno tomado desde el suelo. Varias propiedades del suelo que afectan la retención de agua y la respuesta de las plantas a través de la proliferación de raíces en zonas de alta disponibilidad de agua y nitrógeno que puede afectar el consumo de N de las plantas. La mayor cantidad de nitrógeno es requerida por las plantas en el primer estado de desarrollo, en el cual la oportuna aplicación de fertilizante puede maximizar la eficiencia del consumo de las plantas y disminuir la pérdida en lixiviación. El patrón de precipitación y prácticas de riego es otro factor ya que cuando el agua aplicada al suelo (precipitación y riego) excede la evapotranspiración del cultivo, la mayor parte de esta agua se pierde a través de la zona radicular por percolación. La tasa a la cual el nitrato se pierde desde el suelo como resultado del movimiento hacia abajo del agua, depende del volumen de líquido que se mueve hacia abajo y de la concentración de nitrato en el agua.

La textura del suelo y sus características de drenaje están relacionadas con la concentración de nitratos en las aguas subterráneas. La permeabilidad y la capacidad de retención de agua de un suelo afectan la cantidad de agua que pasa a través de la zona radicular e, indirectamente, el movimiento de solutos que se mueve con ella. La capacidad de retención de agua de un suelo depende de su textura, estructura, contenido de materia orgánica y densidad aparente. La textura del suelo se refiere al porcentaje de arena, limo y arcilla que contiene el suelo. Los suelos que contiene un gran porcentaje de arenas son arenosos, de limo son limosos y de arcilla son arcillosos, los que no caben en ninguna de estas tres características son llamados francos. Una lista de los suelos más comunes en orden de gruesos a finos es la siguiente: Arena, Arena franca, Franco arenoso, Franco limoso, Limo, Arcilla arenosa, Limo arcilloso, Franco arcillo-arenoso, Arcilla Arenosa, Arcilla limosa y Arcilla.

En general mientras mayor es el porcentaje finos en el suelo, mayor es su capacidad de retención de agua. Áreas con suelo de drenaje bajo pueden tener bajas concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas debido a que el bajo drenaje bloquea la entrada al acuífero o a que el drenaje bajo está asociado a un medioambiente de reducción que promueve la desnitrificación. Además, las raíces en suelos pobremente drenados pueden penetrar más profundamente en el suelo, y aumentar el consumo de nitrógeno de las plantas.

En suelos arenosos, las raíces raramente superan los 40 a 60 cm, y el nitrógeno bajo esta profundidad está expuesto a la lixiviación ya que no está disponible para las raíces. Sin embargo, a pesar de las diferencias entre distintos tipos de suelo, el nitrato se puede presentar en todos. La principal diferencia entre los distintos tipos de suelo es la tasa a la cual ocurre la lixiviación de nitratos y el tiempo que toma que los nitratos lleguen al agua subterránea. El tiempo de tránsito de la lixiviación está relacionado con la conductividad hidráulica del perfil del suelo, el grado de saturación y la profundidad del nivel freático. La contaminación de las aguas subterráneas debido al uso de fertilizantes con nitrógeno en áreas regadas con suelos arenosos y acuíferos someros ha sido documentada en mucho de los casos de estudio.

La profundidad del nivel freático es un factor importante ya que determina la profundidad de material a través del cual deberá pasar el nitrato antes de llegar al agua subterránea, y la cantidad de tiempo durante el cual el nitrato estará en contacto con el medio. Los procesos que contribuyen a los cambios en la concentración de nitratos en la zona no saturada incluyendo intercambio iónico, consumo de las plantas, dispersión-convección y transformaciones del nitrógeno como nitrificación, desnitrificación, mineralización o inmovilización. En general, la relación entre la concentración de nitratos y la profundidad del nivel freático se puede considerar como función del tiempo.

Si el acuífero es confinado, el movimiento del nitrato puede ser muy lento debido a que la entrada al acuífero será retardada por el estrato confinante, o el nitrato puede ser diluido ya que se mueve a través de las rutas de flujo. En áreas en que el acuífero es no confinado o donde el estrato confinante no es continuo, la recarga al acuífero puede ocurrir rápidamente, y aumentar el potencial de contaminación con nitratos.

Otro factor que afecta la magnitud de concentración de nitratos es la relación inversa entre la concentración y profundidad del pozo. Altas concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas en o cerca del nivel freático y decrecientes con la profundidad han sido observadas en muchas instancias e interpretadas como indicación de desnitrificación. A pesar que la concentración de nitratos tiende a decrecer con la profundidad, en acuíferos confinados altas concentraciones de nitrato pueden llegar a zonas profundas. Sin embargo, la presencia de importantes componentes de flujo de aguas subterráneas verticales, la ausencia de estratos confinantes de arcilla o arcilla con limo, y fuentes cercanas de nitrato favorecen concentraciones de nitrato elevadas a grandes profundidades en zonas saturadas.

Las concentraciones de nitrato tienden a variar inversamente con la concentración de algunos constituyentes químicos característicos de ambientes de reducción. Ejemplos son nitrógeno orgánico y hierro disuelto. Si el medioambiente es de reducción, las concentraciones de nitrato en el agua subterránea pueden ser bajas producto de la desnitrificación. La desnitrificación biológica es uno de los procesos responsables de la atenuación del nitrato en la zona no saturada y de bajos niveles de nitrato en el agua subterránea en algunos ambientes hidrogeológicos.

La cantidad de materia orgánica ligeramente mayor que el oxígeno es considerado el factor ecológico más importante que determina la desnitrificación en sistemas naturales. Mientras más alta demanda de electrones receptores, más grande son los cambios por desnitrificación, aún bajo condiciones aeróbicas (Ottow and Fabig, 1985). En la presencia de grandes cantidades de materia orgánica fácilmente degradable, las demandas por electrones receptores externos puede sobrepasar por mucho el suministro de oxígeno y la microflora se cambiará a otro receptor de electrones como el nitrato, el óxido de manganeso (Mn IV) o hierro (Fe III).

3.3.1.3 Selección final de Factores

Como se vio en la discusión anterior de los ocho factores principales, la probabilidad de que los nitratos entren al agua subterránea es función de un complejo set de factores hidrológicos, geológicos, físicos y bioquímicos, que interactúan entre sí. Aunque los ocho factores antes mencionados y otros son importantes para el completo análisis del riesgo de contaminación por nitratos, un grupo más pequeño de cuatro factores fue identificado por Canter como los más importantes, según su influencia en los casos de estudio y en la literatura, y son:

- 1) Aplicación de fertilizante nitrogenado
- 2) Textura del suelo
- 3) Red de recarga desde irrigación o precipitación
- 4) Profundidad del nivel freático.

La selección de estos cuatro factores finales se basó en las siguientes consideraciones:

1.- Ellos juegan un papel primario en el control de la magnitud de lixiviación de nitratos. Si el fertilizante nitrogenado es aplicado como función de la necesidad del cultivo, la lixiviación de nitrato será mínima bajo la zona radicular. Por otro lado, si el nitrógeno es aplicado en exceso en comparación con lo que el cultivo puede utilizar, la probabilidad de que entren nitratos al agua subterránea puede ser mayor, las concentraciones de nitrato que llegan al agua subterránea son fuertemente controladas por la cantidad de agua que se mueve por el suelo, la capacidad de retención de agua del suelo y la distancia del nivel freático.

2.- Ellos pueden ser usados como factores comunes para la evaluación de impactos agrícolas de nitratos en las aguas subterráneas en cualquier sitio o área geográfica.

3.- Ellos pueden ser utilizados para comparar diferentes sitios en la evaluación de diferentes alternativas en las prácticas de manejo de nitrógeno.

4.- Ellos necesitan un mínimo de trabajo de monitoreo. El uso de un índice representa una rápida y económica forma de predecir la potencial contaminación con nitrato.

5.- Los datos de estos cuatro factores están disponibles y son relativamente fáciles de procesar y evaluar.

6.- Los datos de pueden ser comunicados fácilmente a individuos con diversos niveles de experiencia.

7.- Las medidas de control pueden basarse en los cuatro factores, conocimiento acerca de los cuatro factores puede ayudar a planear prácticas de manejo.

8.- Datos de los cuatro factores pueden ayudar a determinar y caracterizar zonas de contaminación y de vulnerabilidad de los acuíferos.

9.- Los cuatro factores son asociados directa o indirectamente con muchos otros factores (factores de cultivo, físicos, biológicos y químicos). Su selección no excluye completamente la relativa importancia de otros factores.

10.- La selección de los cuatro factores representa una inicial y simple forma de predecir o evaluar rápidamente y con pocos datos, el riesgo asociado a la lixiviación de nitratos.

3.3.1.4 Asignación del peso o importancias relativa de los factores

El segundo paso en el desarrollo de un índice de contaminación con nitratos es la asignación de un valor de importancia de los factores seccionados. Aunque los cuatro factores están interconectados en el proceso de contaminación con nitratos, éstos no tienen la misma relevancia en el proceso. El valor de la importancia relativa debe reflejar la influencia que tiene el factor en relación con los otros, en el pronóstico de la magnitud de la contaminación con nitratos.

Para la asignación del valor de importancia Canter se basó en el juicio de expertos derivado de los resultados de la literatura y de los 22 casos de estudio. Existe una relación positiva entre la concentración de nitratos y cada uno de los factores o combinaciones de éstos. El riesgo potencial de contaminación con nitratos relacionado con cada factor en los casos de estudio y de sus combinaciones se muestra en la Tabla 3.3.

Se asignó un puntaje a cada nivel de riesgo, que se presenta a continuación:

Alto Riesgo => 10

Moderado a Alto Riesgo => 9

Moderado riesgo => 7

Bajo a Moderado Riesgo => 5

Bajo Riesgo => 3

Muy Bajo Riesgo => 1

Tabla 3.3 Suma de puntajes

	Fertilizante Nitr.		Red Recarga		Textura suelo		Prof. Nivel freático		Puntaje Total
	(sobre)	(satis.)	>FC	FC	WD	PD	S	D	
Fertilizante Nitr.									
Peor (sobre)	-		10		10		10		30
Mejor (satisfechos)		-		1		9		7	17
Red de Recarga									
Peor(>FC)	10		-		10		10		30
Mejor (FC)		1		-		5		5	11
Textura del Suelo									
Peor (WD)	9		10		-		10		29
Mejor (PD)		1		1		-		7	9
Prof. del Nivel Freático									
Peor (S)	9		10		9		-		28
Mejor (D)		1		1		5		-	7

FC = Capacidad de Campo del suelo

(sobre) = Fertilización sobre las necesidades del cultivo

(satis.) = Fertilización que justo satisface los requerimientos del cultivo

Fuente: Ramolino, 1988.

En la Tabla 3.3, leyendo de izquierda a derecha, se observan los riesgos un factor y la combinación con los otros, en la última columna esta la suma horizontal que muestra el riesgo total de la combinación de los factores.

El rango resultante de puntaje total (de más bajo a más alto) para cada factor refleja su importancia relativa en la influencia en la concentración de nitratos que llega a las aguas subterráneas. Un valor final de importancia relativa fue asignado a cada uno de los factores como se muestra en la Tabla 3.3. El valor se basó en 5 como máximo y 0,5 como unidad mínima. (Ramolino, 1988).

Tabla 3.4 Peso de los factores.

Factor	Rango de Puntaje Total	Valor de Importancia	Descripción
Aplicación de Nitrógeno	17--30 (23,5)	5,0	La aplicación de fertilizante nitrogenado es el factor mas importante que contribuye a la concentración de nitrato en las aguas subterráneas bajo suelo agrícola.
Red de Recarga	11--30 (20,5)	4,5	El agua (red de recarga de desde la irrigación y/o precipitación) contribuye a el movimiento descendente de los nitratos en el suelo; sin exceso de agua a través del perfil del suelo, habrá una mínima lixiviación de nitratos bajo la zona radicular
Textura del Suelo	9--29 (19,0)	4,0	La textura del suelo tiene una importante influencia en el flujo de agua en el suelo, la circulación de aire y la tasa de transformación de químicos y bioquímicos.
Profundidad del Nivel Freático	7--28 (17,5)	3,5	La profundidad del nivel freático es una expresión de la anchura de la zona vadosa y del tiempo de recarga del agua subterránea los niveles de nitrato en el agua subterránea dependerán de los procesos que ocurran en la zona vadosa, como el transporte y procesos bioquímicos.

Los números en paréntesis son el promedio del rango de puntaje.

Fuente: Ramolino, 1988.

3.3.1.5 Métodos para la evaluación de los factores.

Cada uno de los parámetros seleccionados para el índice de nitratos debe ser tasado basado en los datos del sitio. Los datos potenciales para cada factor fueron divididos por Canter en rangos que pueden ser evaluados con respecto a la contaminación potencial y se les asignó un puntaje de 1 a 10. Los valores para la red de recarga y la profundidad del agua subterránea fueron basados en la metodología de DRASTIC. Los rangos y valores para las texturas del suelo fueron basados en el análisis de este factor expuesto anteriormente.

A continuación las tablas con los valores y los rangos de los factores.

Tabla 3.5 Rangos y Valores para la Fertilización Nitrogenada.

Rango	Valor (fi)
Sobre Fertilización	10
Fertilización que satisface justo las necesidades del cultivo	6
No Fertilizado	1

Fuente: Ramolino, 1988

Tabla 3.6 Rangos y Valores para la Red de Recarga.

Rango (in.)	Rango (mm)	Valor (ri)
0--2	0--51	1
2--4	51--102	3
4--7	102--178	6
7--10	178--254	8
10+	254+	10

Fuente: Ramolino, 1988.

Tabla 3.7 Rangos y Valores para la Textura del Suelo.

Rango	Valor (si)
Suelos Bien Drenados (Arena a Arena Franca)	10
Suelo Moderados a Bien Drenados (Franco a Franco Limoso)	6
Suelos Pobrementemente Drenados (Arcilla Franca a Suelos Arcillosos)	2

Fuente: Ramolino, 1988.

Tabla 3.8 Rangos y Valores para la Profundidad del Nivel Freático.

Rango	Valor (di)
0--5	10
5--15	9
15--30	7
30--50	5
50--75	4
75--100	3
100+	2

Fuente: Ramolino, 1988.

Los rangos para la fertilización no son numéricos, ya que dependen de los requerimientos de nitrógeno que varían con el tipo de cultivo, la distribución relativa de formas inorgánicas de nitrógeno en el perfil del suelo, factores climáticos y el tipo y número de prácticas de manejo.

Los requerimientos de nitrógeno de cada cultivo pueden ser calculados utilizando objetivos de producción realistas e información del nitrógeno disponible en el suelo. Los objetivos realistas se basan en la experiencia de la producción histórica de cada campo. Comúnmente se usan dos aproximaciones una es agrupar el conjunto de mejores producciones en los últimos 5 años y la segunda es agrupar los mejores objetivos de producción igual al 50% sobre el promedio de la producción a largo plazo de cada campo (Johnson, 1987). La diferencia entre el nitrógeno requerido para un objetivo de producción dado y el nitrógeno disponible en el suelo indica los requerimientos de nitrógeno en el fertilizante. Para seleccionar los objetivos de producción se deben tomar en cuenta el tiempo de aplicación, los métodos de aplicación, y el tipo de fertilizante usado.

3.3.1.6 Cálculo del Índice de contaminación

El Índice de Contaminación de Nitratos (IDC) se calcula en base a un modelo multiplicativo y aditivo, (3.17).

$$F * fi + R * ri + S * si + D * di = IDC \quad (3.2)$$

Donde:

F,R,S y D: son los valores de importancia de los factores.

fi, ri, si y di: Son los valores de los factores para el sitio.

Este modelo puede ser utilizado para determinar la potencial contaminación por nitratos para diferentes ubicaciones geográficas. El índice tiene un rango numérico de 21 a 170, mientras mayor es el índice de contaminación de nitratos mayor es la concentración que se espera en las aguas subterráneas. Es importante tener en cuenta que el índice de contaminación de nitratos es una metodología empírica y como ésta no produce respuestas absolutas, sino que provee una estimación relativa de si el nitrato desde las actividades agrícolas llegará en cantidades importantes a las aguas subterráneas.

3.3.1.7 Prueba de Aplicación del Índice

El Índice de Contaminación de Nitratos fue probado basado en el nitrato en las aguas subterráneas en diferentes áreas de EEUU. Se escogieron tres áreas en las cuales se aplicó el índice, debido a la disponibilidad de datos, ella fueron Oklahoma, Central Platte Region of Nebraska y el acuífero Columbia en Maryland.

En la región de Oklahoma se seleccionaron 69 pozos por las condiciones favorables al para la lixiviación en sus alrededores. Estos se encuentran en o cercanos a acuíferos aluviales colgantes, ya que los suelos arenosos están normalmente asociados a este tipo de acuíferos permitiendo el libre movimiento del agua y contaminantes.

La recarga a los acuíferos en la región de Oklahoma es predominantemente a través de precipitación, la cual está entre los rangos de 406 mm/año, en el oeste del estado, a cerca de 1372 mm/año, en el sureste de Oklahoma. La mayor parte de la precipitación vuelve a la atmósfera a través de la evapotranspiración, la que está en el rango de 406 mm en el oeste y más de 914 mm en el este. Por lo que las recargas van desde 6,35 mm/año en el oeste a cerca de 254 mm/años en el este (U.S. Geological Survey, 1985).

El nitrógeno es el fertilizante más necesitado en la producción de cultivos de Oklahoma. Es utilizado en los cultivos de trigo, algodón, granos, maíz y césped Bermuda. El uso de nitrógeno ha declinado de 273.520 toneladas métricas en 1979/1980 a 249.260 toneladas métricas para 1984/1985 (Westerman, 1987). Los productores en Oklahoma generalmente agregan 570 millones de libras de fertilizante de nitrógeno inorgánico a sus campos cada año. Cálculos de nitrógeno requerido por los cultivos en esta área muestran que es requerido más nitrógeno del que es aplicado como fertilizante. La diferencia es aparentemente tomada por el nitrógeno reciclado en la materia orgánica contenida en la porción no cosechada de los cultivos (residuo).

La región de Nebraska tiene un uso de suelo agrícola, con uso de fertilizantes, con aplicaciones que van desde 84 kg/ha a 336 kg/ha, el 75% del área de estudio tiene un nivel freático de profundidad 3 m. Los suelos van desde pobres a excesivamente drenados. La mayor parte de la recarga es producto del riego.

En la península central de Delmarva, Maryland, la precipitación anual es cercana a 1092 mm. La recarga al acuífero es por la precipitación y desde un cuarto a un tercio de la precipitación anual. Los suelos del área van desde gruesos a muy finos. La fertilización con nitrógeno es considerada la única fuente no puntual de nitrógeno en el agua subterránea, pero existen otras fuentes puntuales como criaderos de aves y pozos sépticos.

Información para cada uno de los cuatro parámetros (aplicación de fertilizante nitrogenado, red de recarga, textura del suelo y profundidad del agua subterránea) fue procesada para los 269 pozos de las 3 áreas de estudio. Esta información fue luego convertida en base a la valoración según los rangos de los parámetros, luego multiplicada por la importancia relativa de los factores y finalmente sumada para obtener el Índice de Contaminación de Nitratos, para cada pozo. La Figura 3.1 muestra un grafico obtenido de la concentración de nitratos en los pozos versus el índice calculado.

Se analizaron estadísticamente los resultados obtenidos con el índice y las concentraciones de nitratos, para determinar si existía correlación entre ellas. Se utilizaron dos métodos para este análisis, el coeficiente de correlación Pearson Product Moment y el coeficiente de correlación Spearman Rank .

El coeficiente de correlación Pearson Product Moment, es una medida de fuerza de la relación lineal entre dos variables (Mendenhall y Sincich, 1984). En este caso x es el valor del índice e y es la concentración de nitratos. Este coeficiente se mueve entre -1 y 1, valores cercanos a 0 implican que no existe relación lineal entre las variables, 1 y -1 implican una relación lineal exacta. Valores positivos significan una relación proporcional y negativos una relación inversamente proporcional.

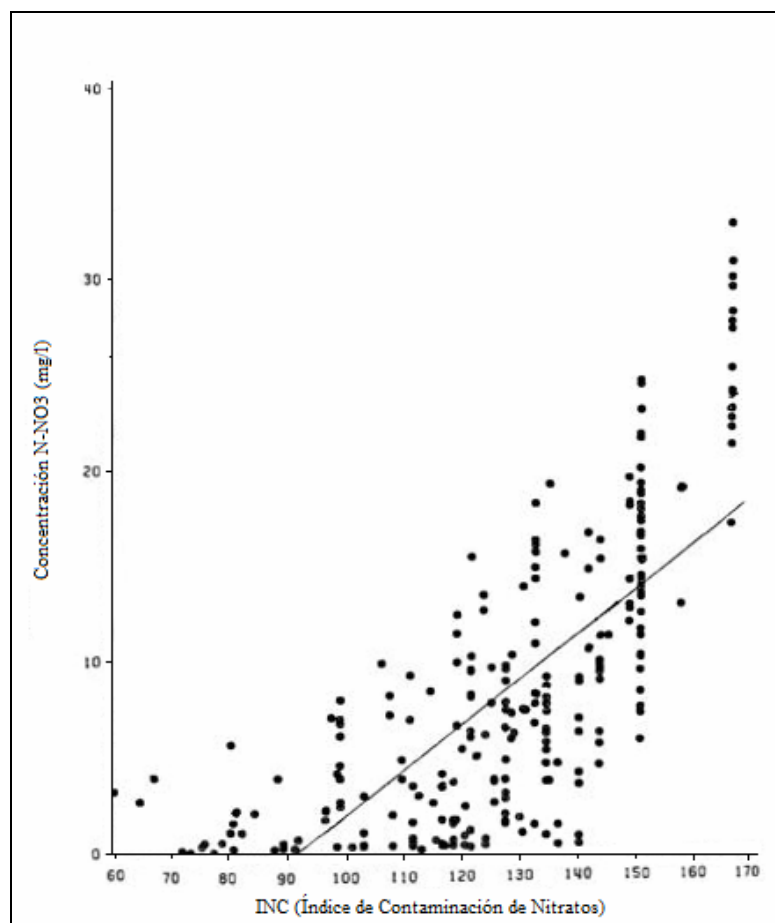


Figura 3.1 Relación entre el ICN y la concentración de nitratos en los pozos.
Fuente: Ramolino,1988.

El coeficiente de correlación Spearman Rank es una evaluación no paramétrica que mide la asociación o interdependencia entre dos variables discretas. La interpretación de este coeficiente es igual al coeficiente de Pearson, oscila entre -1 y +1, indicándonos asociaciones negativas o positivas respectivamente, 0 cero que significa que no hay correlación, pero no independencia.

De los análisis estadísticos se obtuvo que los coeficientes de Pearson y Spearman están entre 0,67 y 0,82, por lo que existe una alta correlación entre las dos variables.

De la Figura 3.1 se puede ver que existe una ancha dispersión entre los datos. Esto se puede deber a diferentes factores no considerados como la exactitud de la ubicación de los pozos, las fuentes no puntuales de contaminación de nitratos, el tipo de construcción de los pozos, la tasa y extensión de la aplicación de fertilizante, la red de recarga, en Oklahoma no hay registro de la irrigación, la profundidad del agua subterránea, no está reportada para todos los pozos de Nebraska, los datos de concentración de nitrógeno, algunos métodos de medición son solo para nitrato y otros para nitrato y nitrito, el tipo de acuífero, en Maryland algunas partes del acuífero son no confinadas mientras que la mayor parte es confinado.

Para finalizar, a pesar de amplia dispersión obtenida en los pozos estudiados, la correlación entre el ICN y la concentración de nitratos en las aguas subterráneas es buena, lo que permite que el ICN sea una herramienta útil para medir la concentración de nitratos esperada en el acuífero, de forma fácil, con pocos datos y reducida información del área de estudio. Sin embargo hay que tener en cuenta que este índice no toma en cuenta todos los factores que pueden influir en la lixiviación de nitratos y por lo tanto en la concentración que provocará la agricultura en las aguas subterráneas.

CAPÍTULO 4:
APLICACIÓN DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN
DE NITRATOS

4.1 INTRODUCCIÓN

A continuación se presenta la aplicación del ICN desarrollado por Canter, descrito en el capítulo anterior. Los objetivos de la aplicación son comprobar la utilidad de este índice y la factibilidad de su aplicación en Chile. Se busca definir la facilidad de su aplicación y el grado de información que se hace necesario para su cálculo, ya que según esto se podría aplicar a otras áreas del país. Es también importante cuan estandarizado es el índice, es decir, si la metodología para su aplicación es suficientemente detalla y precisa para que el resultado no dependa del criterio de la persona que lo aplica o si los resultados dependen fuertemente del criterio con que se aplicó.

En este capítulo se describe el área donde se aplica el índice de contaminación, el cálculo de los diferentes factores y del índice propiamente tal, tanto en forma espacial como puntual en cada pozo donde se tiene registro de la contaminación.

Para el cálculo de los factores, del índice y de los mapas de niveles de NO_3 en las aguas subterráneas se utilizó el Sistema de Información Geográfica (SIG) Arcview 3.2, a través del cual es posible trabajar con distintos tipos de mapas, realizar interpolaciones a partir de mediciones puntuales y realizar álgebra de mapas, procedimiento a través del cual se calcula el índice de contaminación. Para obtener el mapa de los niveles estáticos y los mapas de concentraciones de NO_3 en las aguas subterráneas se utiliza el método de interpolación IDW (Inverse Distance Weight), método de interpolación lineal de promedio ponderado a partir del inverso de la distancia.

4.2 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde a las comunas de Quilicura, Huechuraba, Renca, Conchalí, Recoleta, Independencia, Cerro Navia y Quinta Normal, en la Provincia de Santiago, en la Región Metropolitana.

Se eligió la Zona Norte de Santiago, ya que sobre ella se encuentran áreas agrícolas en las que se realiza riego con aguas servidas, actividad que puede estar directamente relacionada con la contaminación con nitratos de la zona, lo cual se espera determinar a través de la aplicación del ICN. Se cuenta además con información y de niveles estáticos en pozos y de concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas de mediciones realizadas entre 1998 y 2002, con las que se compararan los valores obtenidos con el Índice de Contaminación de Nitratos.

Específicamente el área de estudio tiene una superficie de 18.093 ha aproximadamente y se encuentra entre las coordenadas UTM N 6312605-6298048 y E 332219-352996. Está limitada geográficamente por los Cerros de Conchalí, al norte, el cordón del San Cristóbal, al oriente y el río Mapocho al sur.

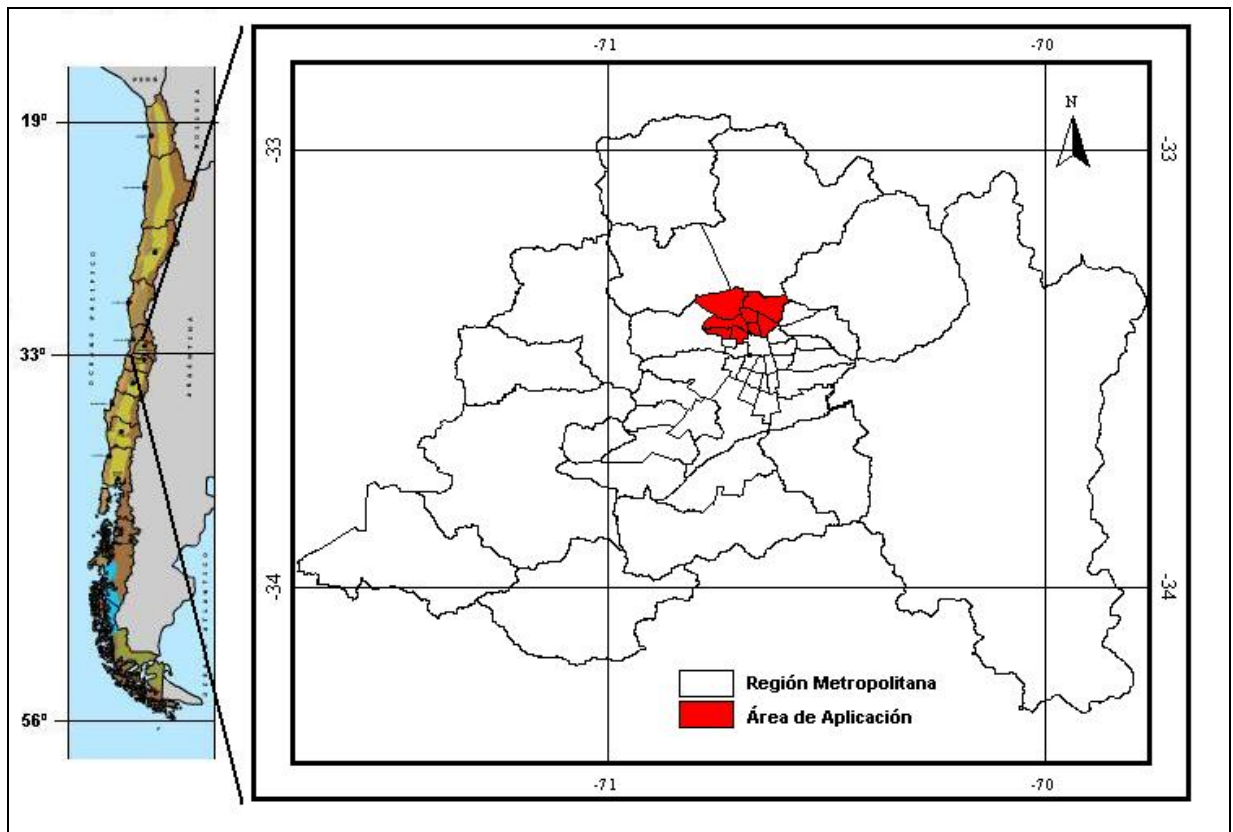


Figura 4.1 Ubicación del área de Estudio

Las rutas de acceso son muy numerosas, dentro de las cuales las principales son: Autopista Central, Av. Américo Vespucio, Autopista Costanera Norte y la ruta 68 que une Santiago y Valparaíso.



Figura 4.2 Rutas de Acceso

El territorio nacional esta compuesto por tres unidades morfoestructurales que se desarrollan a lo largo del país, de este a oeste, la cordillera de los andes, la depresión intermedia y la cordillera de la costa. El área de estudio se encuentra en la depresión intermedia, que se extiende desde Colina hasta Puerto Montt. En la zona central del país la depresión intermedia se divide en dos: una zona pequeña en el norte, limitada al sur por el Cordón del Manzano y a continuación del cordón otra mayor que se extiende hacia el sur. Esta sección ha sido rellenada con sedimentos fluviales y fluvio-glaciales de los ríos Maipo y Mapocho. Además de sedimentos fluviales de los esteros Lampa, Colina y Angostura, cenizas volcánicas mayormente redepositadas, y conos de deyección que se desprenden del relieve montañoso, engranando con los depósitos fluviales (Karzulovic, 1958). El área de estudio se encuentra dentro de esta segunda zona, en particular dentro de las hoyas hidrográficas de la zona central, en la cuenca de Santiago.

La hidrología de la Región Metropolitana, tiene como cauce principal al río Maipo, que nace en la Cordillera de Los Andes y desemboca en el Océano Pacífico. Su régimen es nivopluvial y sus principales afluentes son el Mapocho, Yeso y Colorado.

El área de estudio es parte de la zona modelada por el cauce del río Mapocho, el que se inicia por la confluencia de los ríos Colina, San Francisco y del estero Arrayán, en la Cordilla de Los Andes, al este del área de aplicación. En la Figura 4.3 se presentan los canales y río del área de estudio, se muestra además el área que corresponde a roca y la que corresponde a zonas con acuífero.

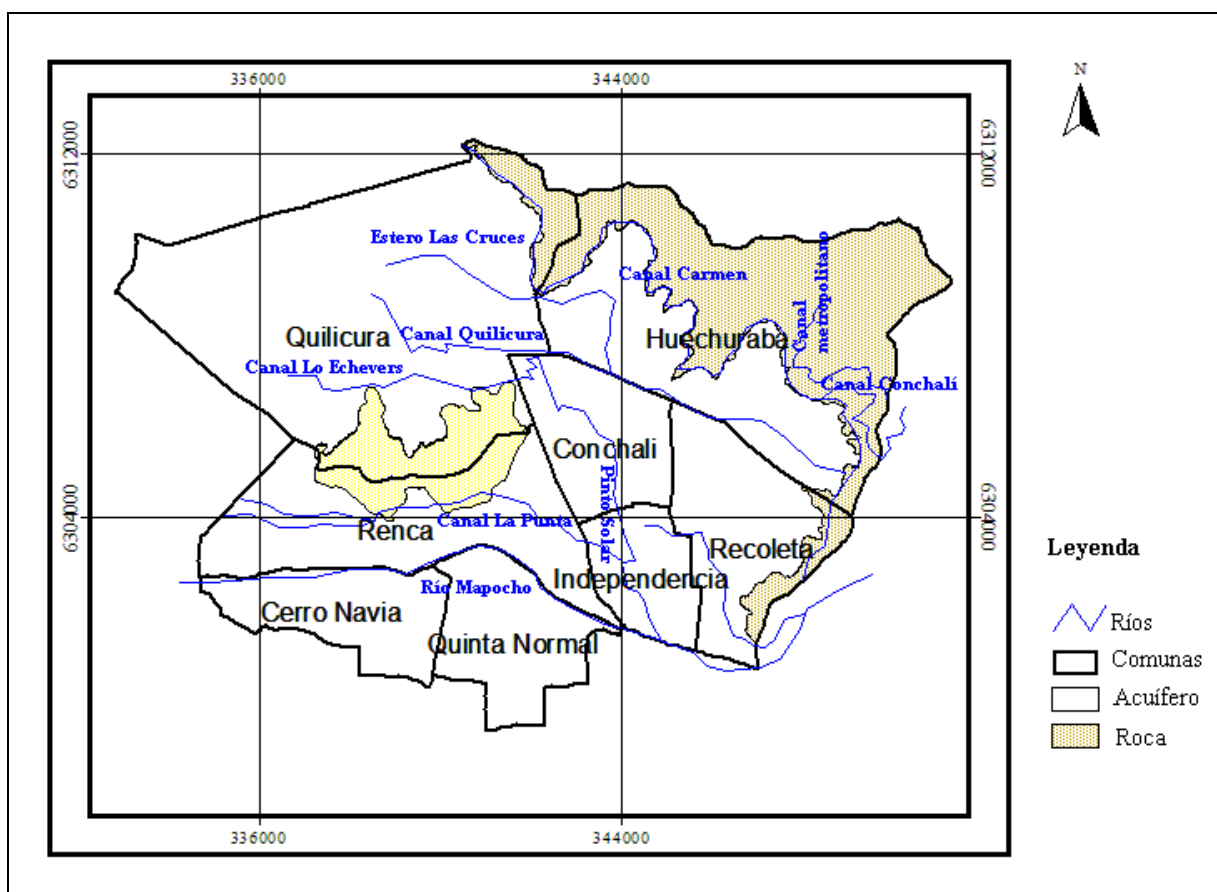


Figura 4.3 Ríos y canales en el área de estudio.

En la Región metropolitana el clima es templado cálido en la mayor parte de su extensión bajo los 1.550 m.s.n.m., con estación seca prolongada, de 7 a 8 meses y precipitaciones de una media anual de 270 y 350 mm en Santiago concentradas en el invierno, lo que hace necesario el riego para la actividad agrícola. La temperatura media anual es de 14°C, con medias diarias de 8°C en la época más fría, en invierno y 20° en la más cálida, en el verano. En las zonas más altas las temperaturas se vuelven mas frías y la precipitaciones aumentan.

La vegetación en las zonas bajas de la región esta asociada a hierbas y arbustos, en especial espinos. En las zonas cordilleranas sobre los 1500 m.s.n.m. abundan principalmente arbustos y matorrales que llegan a convertirse en algunos sectores en densos bosques de arbustos nativos espinosos como tebo, crucero, guayacán y traiguén.

La agricultura se desarrolla en los valles de las zonas bajas, mientras en las zonas más altas se aprovechan para el pastoreo.

Las zonas agrícolas en esta parte de Santiago, han sufrido una constante disminución debido a la expansión del área urbana hacia el norponiente de la ciudad. En la Figura 4.4 se muestran las áreas con uso agrícola en el área de estudio en el año 1998, estas zonas eran regadas con agua servidas, por lo que se cree, pueden ser una fuente de contaminación difusa de nitratos al acuífero. Otra fuente de nitratos en las áreas agrícolas son los fertilizantes, ya que éstos, cuando no son usados adecuadamente, pueden ser lavados del suelo con el riego y las precipitaciones, hasta alcanzar las aguas subterránea. No se tiene registro en esta área del uso de fertilizantes, por esto el índice de contaminación se calculará tomando sólo en cuenta el riego con aguas servidas como fuente de nitratos.

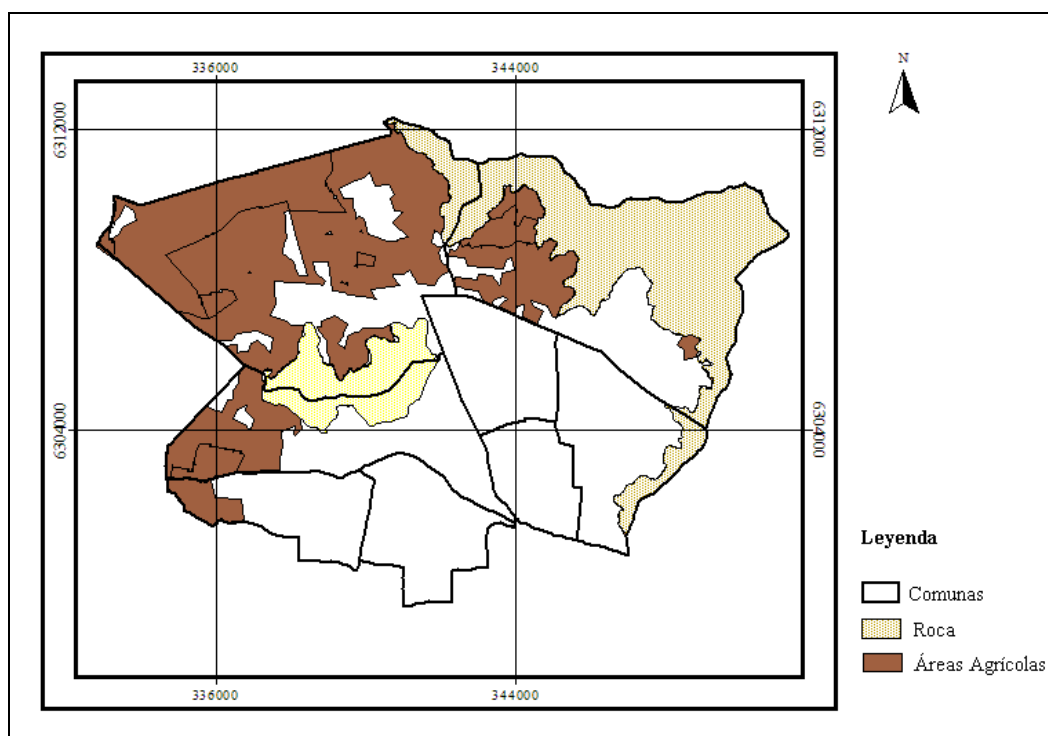


Figura 4.4 Áreas agrícolas.

4.3 CÁLCULO DE LOS FACTORES DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN

Como primer paso para aplicar el índice de contaminación de nitratos, se calculan los valores en el área de estudio de los cuatro factores que lo componen, para esto se utiliza el programa SIG ArcView 3.2, mediante el cual es posible trabajar con información georeferenciada. A continuación se expone como se calculó cada uno de los factores y su distribución de valores obtenidos en el área de estudio.

4.3.1 Cálculo Factor Tasa de Aplicación

Para calcular el factor tasa de aplicación, primero se debe calcular la tasa de aplicación de nitrógeno en el suelo, luego definir la tasa de consumo de nitrógeno de las plantas y con estos dos valores calcular el valor final del factor por áreas.

Como la tasa de aplicación de nitrógeno en el área de estudio se debe al riego con aguas servidas en los sectores agrícolas, para calcular la tasa de aplicación se utilizaron los mapas del SIG de la Comisión Nacional de Riego (CNR), con clasificación de uso de suelo de la Región Metropolitana, que corresponden a información del VI Censo Nacional Agropecuario, 1997. Con estos mapas se realizó una primera distinción en los suelos, los de uso agrícola donde se calcularía el factor Tasa de Aplicación y el resto del área correspondiente a sectores urbanos, industriales, bordes de ríos y terrenos elevados, en los que el factor sería nulo.

Luego las áreas de uso agrícola, según la clasificación entregada por la CNR, se subdividieron en: Terrenos Agrícolas sin especificación (TA), Terrenos Regados con Cultivos Anuales (TRCA), Terrenos Regados con predominio de Frutales (TRF), Terrenos Regados con Predominio de Hortalizas (TRH) y Terrenos de Secano con Cultivos Anuales (TSCA) y Plantaciones (TP).

Para definir las tasas de riego se utilizaron los datos del VI Nacional Agropecuario (1997) donde se especifica el sistema de riego utilizado por comuna (gravitacional, por aspersión o micro riego) para cada comuna y la superficie utilizada por cada tipo de cultivo en cada comuna.

Tabla 4.1 Sistemas de Riego por Comuna.

Comuna	Área total (ha)	Área sin riego (ha)	Gravitatorio (ha)	Micro riego (ha)
Huechuraba	4.430,0	4.054,7	375,3	0,0
Cerro Navia	1.100,0	957,3	142,7	0,0
Renca	2.280,0	1.812,0	401,0	67,0
Quilicura	5.660,0	4.509,6	1.150,4	0,0

Fuente: VI censo Nacional Agropecuario

Primero se calculó la evapotranspiración mensual para las distintas clasificaciones de uso de suelo con riego, según el tipo de cultivo que les corresponde a cada una, para los terrenos agrícolas sin especificación se les asignó una evapotranspiración promedio entre las otras clasificaciones, para este cálculo se utilizó el método de Blaney y Criddle, mediante la siguiente fórmula.

$$E_t = k * E_0 = k * p (0.457 * t + 8.13) \quad (4.1)$$

Donde: E_t es la evapotranspiración mensual en mm, k es el coeficiente empírico mensual que depende del tipo de cultivo, etapa de su crecimiento y de la localidad, E_0 representa el poder evaporante de la atmósfera, o medida evaporimétrica y se denomina factor mensual de uso consumo, p es el porcentaje mensual de horas de luz, en el mes, según época del año y latitud del lugar y t es la temperatura media mensual en °C.

Para el porcentaje mensual de horas de luz y los k se utilizaron los datos de “Elementos de la Hidrología”, 1975. Como para el coeficiente p se dan los valores de latitud 32° 34°, se utilizó un promedio de estos para la latitud 33° donde se encuentra el área de estudio. Para las temperaturas se utilizaron las temperaturas medias mensuales de la Estación Meteorológica Quinta Normal. En las Tablas 4.2 y 4.3 se presentan los valores de estos coeficientes.

Tabla 4.2 Coeficientes k .

Cultivo	k
Porotos	0,70
Maíz	0,85
Paltos	0,55
Cítricos	0,55
Nogales	0,70
Árboles caducos	0,70
Papas	0,75
Tomates	0,70
Chacras	0,70
Viñas	0,60
Frutales	0,55

Fuente: Elementos de la Hidrología, 1975.

Tabla 4.3 Porcentaje mensual de horas de Luz

	Latitud		
Mes	32°	34°	33°
E	9,76	9,88	9,82
F	8,36	8,41	8,39
M	8,64	8,65	8,65
A	7,70	7,68	7,69
M	7,39	7,30	7,35
J	6,85	6,73	6,79
J	7,20	7,10	7,15
A	7,73	7,69	7,71
S	8,08	8,06	8,07
O	9,04	9,07	9,06
N	9,31	9,38	9,35
D	9,87	9,99	9,93

Fuente: Elementos de la Hidrología, 1975.

Luego se calculó la tasa de riego mensual para las distintas clasificaciones de uso agrícola, con la ecuación 4.2.

$$TR = (ET + P_u) / \eta R \quad (4.2)$$

Donde: TR es la tasa de riego mensual, Et es la evapotranspiración mensual, Pu es la precipitación útil y ηR es la eficiencia del sistema de riego.

Las eficiencias para cada sistema de riego se presentan en la Tabla 4.4.

Tabla 4.4 Eficiencia de Sistemas de Riego.

Método de Riego	Eficiencia (%)
Riego gravitacional (surcos)	45
Microriego	90

Fuente: Manual de Riego, INIA.

Para calcular la precipitación útil mensual se utilizaron las precipitaciones medias de la estación meteorológica Quinta Normal y la Tabla 4.5 para relacionar la precipitación útil con la precipitación media.

Tabla 4.5 Precipitación Real y Precipitación Útil.

Pp Real (mm)	Pp Útil (mm)
25	24
50	45
75	65
100	85
125	95

Fuente: Elementos de Hidrología, 1975.

Con esto se obtuvieron las tasas de riego anuales para las diferentes clasificaciones de uso agrícola de los terrenos. Luego con la concentración de nitrógeno en las aguas servidas de la Región Metropolitana de alrededor de 40 mg/l (Seminario de Residuos Industriales Líquidos, Universidad de Chile, 2006) se calcula la tasa de aplicación de nitrógeno (N) de cada clasificación de uso agrícola. En la Tabla 4.6 se muestran los resultados.

Tabla 4.6 Tasas de Riego anuales y Tasa de Aplicación de Nitrógeno.

Clasificación	Sist. de Riego	Tasa de Riego		Aplicación N
		(mm/año)	(m ³ /ha)	(kg/ha)
TRH	Gravitacional	744	7438	298
TRF	Gravitacional	1382	13819	553
TRCA	Gravitacional	744	7438	298
TP	Gravitacional	1063	10629	425
TA	Gravitacional	1063	10629	425
TA	Micro Riego	590	5905	236

Para calcular el Factor de Tasa de Aplicación, se definió el valor del consumo de los cultivos para cada clasificación de uso agrícola y se le restó a la aplicación de N, para luego a estos resultados darle valores según la escala del factor dada por Canter.

Para los valores de consumo de N de los cultivos, se buscó información en la literatura e internet. Con esta información se calculó el consumo de cada clasificación de uso agrícola según los la proporción de cada cultivo en la Provincia de Santiago y en cada comuna entregada por el VI Nacional Agropecuario (1997).

Tabla 4.7 Rango de valores del factor tasa de aplicación dados por Canter.

Rango	Valor Factor
Sobre Fertilización	10
Fertilización que justo satisface las necesidades del cultivo	6
No Fertilizado	1

En la Tabla 4.8 se presentan los valores de aplicación de N, de consumo de N de los cultivos, de excedente de N aplicado y del valor del factor tasa de aplicación para cada clasificación de uso agrícola.

Tabla 4.8 Cálculo y valores del factor tasa de aplicación.

Clasificación	Sist. de Riego	Aplicación N (kg/ha)	Consumo N (kg/ha)	N excedente (kg/ha)	Valor Factor
TRH	Gravitacional	298	141	157	7
TRF	Gravitacional	553	114	439	10
TRCA	Gravitacional	298	147	151	7
TP	Gravitacional	425	138	287	6
TA	Gravitacional	425	138	287	6
TA	Micro Riego	236	138	98	7

La clasificación de uso agrícola Terreno Agrícola Secano (TAS) no tiene riego, por lo que no tiene aplicación de N. Según la tabla de rango de valores del factor dada por Canter se le asignó el valor 1. A los terrenos dentro del área de estudio que no correspondían a uso agrícola se les designó el valor cero. La distribución espacial del valor del factor tasa de aplicación se presenta en la Figura 4.5.

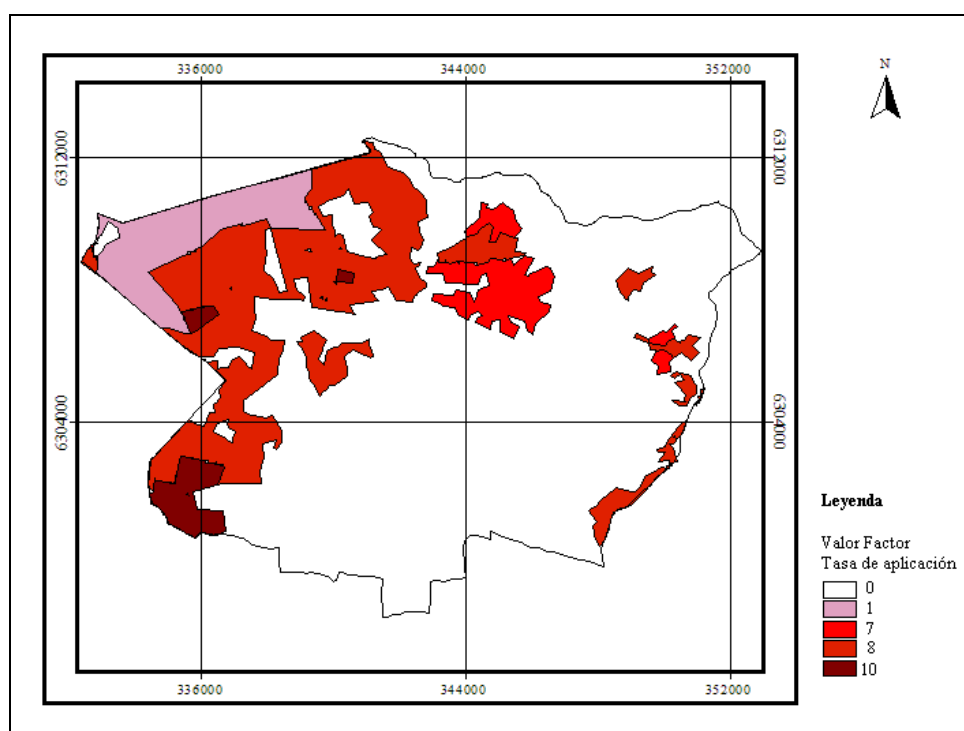


Figura 4.5 Mapa Factor Tasa de Aplicación de Aplicación.

El factor tasa de aplicación tiene valores distintos de cero únicamente en las áreas de uso agrícola, ya que es en estas donde a través del riego, existe aplicación de nitrógeno. De la Figura 4.5 se observa que el área con terrenos agrícolas en secano, en la parte norponiente tiene el valor mínimo del factor, uno, luego hacia el centro del área de estudio se distribuyen distintas áreas con valores centrales de 7, 8 y 10 correspondientes a tasas de aplicación que están sobre las necesidades de los cultivos. Las áreas con valores de 10 corresponde a zonas muy pequeñas en el sector norponiente centro y una de mayor extensión pero sin embargo pequeña en comparación con las con otros valores, en el sector surponiente. En la parte oriente del área de estudio se encuentran distribuidas de norte a sur pequeñas áreas con valores de 7 y 8.

4.3.2 Cálculo Factor Recarga

El factor recarga corresponde a la recarga de agua que recibe el acuífero, en mm que infiltran anualmente. La recarga en la zona de estudio se debe a las precipitaciones y al riego.

Para definir la recarga proveniente de las precipitaciones se utilizó el mapa de isoyetas del estudio realiza por la DGA, “Modelo de Simulación Hidrológico Operacional de los Ríos Maipo y Mapocho”, (AC-DGA, 2000). En el estudio se trabajó con precipitaciones a partir de estadísticas mensuales rellenas y corregidas, que abarcan el periodo 1950/51 – 1997/98.

En la Figura 4.6 se presenta el mapa de isoyetas con una probabilidad de excedencia de 50% en toda la cuenca, donde el área achurada corresponde al área de estudio, y los cuadrados azules numerados corresponden a las estaciones pluviométricas que se encuentran en el área.

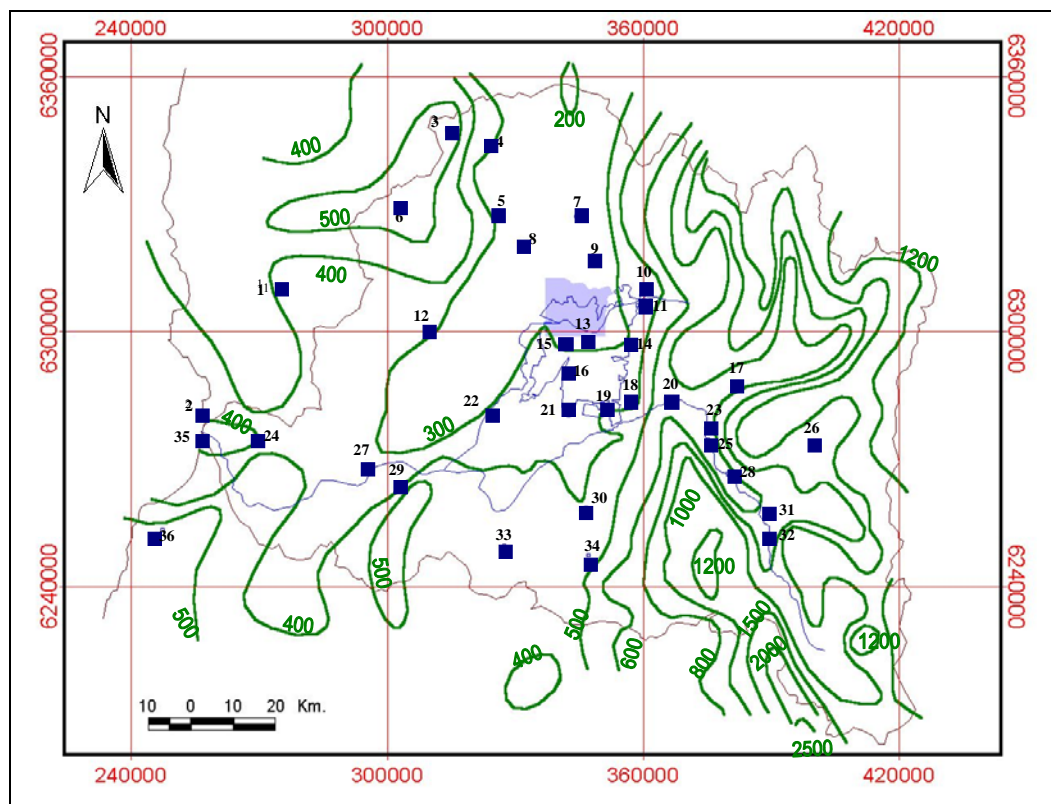


Figura 4.6 Mapa de isoyetas de 50% de probabilidad de excedencia.

Fuente: AC-DGA 2000.

De la Figura 4.6 se observa que el área de estudio se encuentra dentro de la isoyeta 300 mm y como el área de estudio representa una pequeña área dentro de esta isoyeta y muy cercana a la línea de 300 mm, se adoptará para toda el área de estudio una precipitación uniforme.

Según un estudio realizado por Alamos y Peralta, 1993, la precipitación media anual de la zona es de 302 mm, y para calcular la infiltración desde las precipitaciones se utilizan únicamente los días que llueve más de 7 mm, ya que en los días que llueve menos, se asume que el agua de la precipitación se evapora, queda retenida vegetación o en el suelo. Con estos datos se obtienen que la precipitación efectiva es de 274 mm al año.

Para la infiltración no se toman en cuenta las áreas urbanas ya que ellas se encuentran impermeabilizadas, para las zonas agrícolas, debido a la casi nula pendiente de la zona, se adopta un coeficiente de infiltración de un 60%, con lo que se obtienen una infiltración anual de 164 mm.

Para definir la recarga producto del riego, se asume que un 25% del agua que se pierde en el riego se infiltra profundamente, entonces con las tasas de riego calculadas para el factor tasa de aplicación, según el tipo de riego y su eficiencia se calcula la infiltración, (Álamos y Peralta, 1993). Luego con los rangos de valores dados por Canter para el factor recarga se clasifican los distintos usos agrícolas.

Tabla 4.9 Rango de valores de factor recarga dados por Canter.

Rango (mm)	Valor Factor
0 - 51	1
51 - 102	3
102 - 178	6
178 - 254	8
+ de 254	10

Tabla 4.10 Cálculo de infiltración profunda para cada uso agrícola.

Clasificación	Sist. Riego	TR (mm)	Infiltración Riego (mm)	Infiltración Pp (mm)	Total Recarga (mm)	Valor Factor
TRH	Gravitacional	744	102	164	266	10
TRF	Gravitacional	1382	190	164	354	10
TRCA	Gravitacional	744	102	164	266	10
TP	Gravitacional	1063	146	164	310	10
TA	Gravitacional	1063	146	164	310	10
TAS	-	0	0	164	164	6

Con estos valores se distribuyó espacialmente el valor del factor recarga en el área de estudio, esto se presenta en la Figura 4.7.

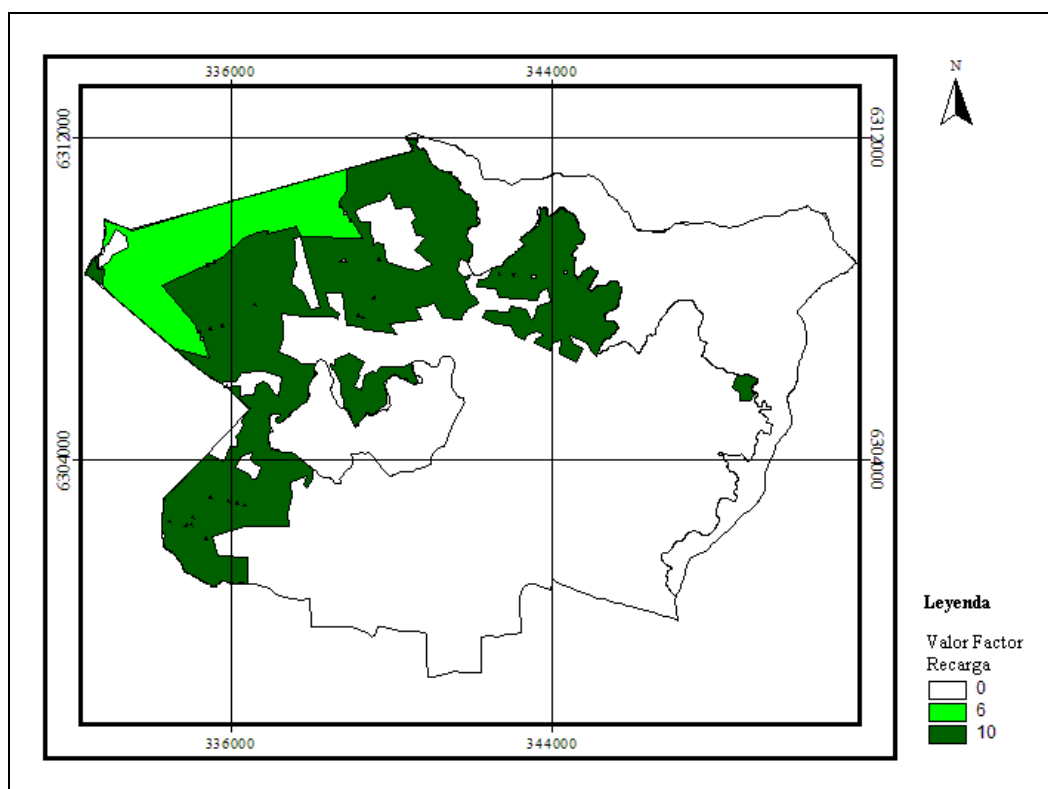


Figura 4.7 Mapa Factor Recarga.

El factor recarga tiene valores distintos de cero, solamente en las zonas con uso agrícola que se encuentran sobre el acuífero, el valor del factor corresponde a 6 en la zona con agricultura de secan, donde la recarga se debe exclusivamente a las precipitaciones y 10, en las otras áreas agrícolas. De al Figura 4.7 se puede decir entonces que el factor recarga contribuye a la contaminación de nitratos de las aguas subterráneas.

4.3.3 Cálculo Factor Suelo

Para calcular el factor suelo se necesita la distribución de tipos de suelo del área de estudio y su permeabilidad. Para esto se utilizaron los mapas de clasificación de suelos del SIG de la Comisión Nacional de Riego (CNR), en la Región Metropolitana, cuya clasificación corresponde en su mayoría a la realizada en el “Estudio de Suelos del Maipo”, 1981.

En la clasificación están las series de suelo, su código, tipo de textura y permeabilidad. Según la textura y luego permeabilidad de las series de suelo se les asignó el valor del factor suelo según el rango de valores del factor dado por Canter, este se presenta en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11 Rango de valores del factor Suelo dados por Canter.

Rango	Valor Factor
Suelos Bien Drenados (Arena a Arena Franca)	10
Suelo Moderados a Bien Drenados (Franco a Franco Limoso)	6
Suelos Pobremente Drenados (Arcilla Limosa a Arcilla)	2

En la tabla 4.12 se presentan las distintas series, código, tipo de textura, drenaje y el valor del factor suelo asignado.

Tabla 4.12 Series de suelo, sus características y valor del Factor Suelo.

Serie	Código	Textura	Permeabilidad	Valor Factor
RINCONADA DE LO VIAL	RLV	franco arenoso	rápida	9
BARRANCAS	BRR	franco	moderada	7
COTUBA	COU	franco	nula, lenta	6
TAQUERAL	TAQ	franco limoso	adecuada	5
HUECHURABA	HUE	franco arcilloso	moderadamente buena	4
URRACA	URR	franco arcillo limoso	moderada	4
QUILICURA	QLC	franco arcillo limoso	no favorable	3
TERRAZAS REMANENTES	TR	franco arcillosos	no favorable	3
MAPOCHO	MPC	franco arcillo limoso	lenta	3
TOTAL	TTR	franco arcillo limoso	muy lenta	3
LA VILANA	VLA	arcillo limoso	no hay	2
CHICUREO	CHC	arcilloso	moderadamente buena	2
PERALILLO	PRE	arcilloso	nula	2
MICELANEO CAJA DE RÍO	C			0
MICELANEO CERRO	MC			0
MICELANEO PANTANO	MP			0
MICELANEO RÍO	MR			0
LAS REJAS	LR			0
MAPOCHO	MA			0
SUELO DE PIEMONT	P			0
ROCA DE CERRO	RC			0
URBANO	U			0
URBANO	UR			0

Las series de la caracterización del Estudio de Suelos del Maipo cuentan con toda la información, para las otras series no se encontraron sus características, por lo que se les asignó un valor cero. Estas sin embargo corresponden a una pequeña parte del área de estudio por lo que su influencia no se considera de importancia. Para los suelos de la series urbanos (U y UR) y roca de cerro (RC) que corresponde la las zonas altas, donde no hay acuífero, se les asignó valor cero, ya que en éstos no son parte de la clasificación para el ICN.

Con los valores asignados se obtuvo el mapa resultante de la distribución de valores del factor suelo, que se presenta en la Figura 4.8. De esta figura se observa que el factor suelo tiene valores cero, en las áreas urbanas y en las que no se encontraron sus características, correspondientes a zonas muy pequeñas con uso agrícola sobre el acuífero. Respecto a las zonas con valores distintos de cero, la mayor parte corresponde al valor 3, seguida por dos zonas con valor 2 y otras mas pecunias con valores de 4, 6, y 9. De esto se concluye que en el área de estudio en la zona agrícola, el factor suelo no facilita la contaminación de las aguas subterráneas.

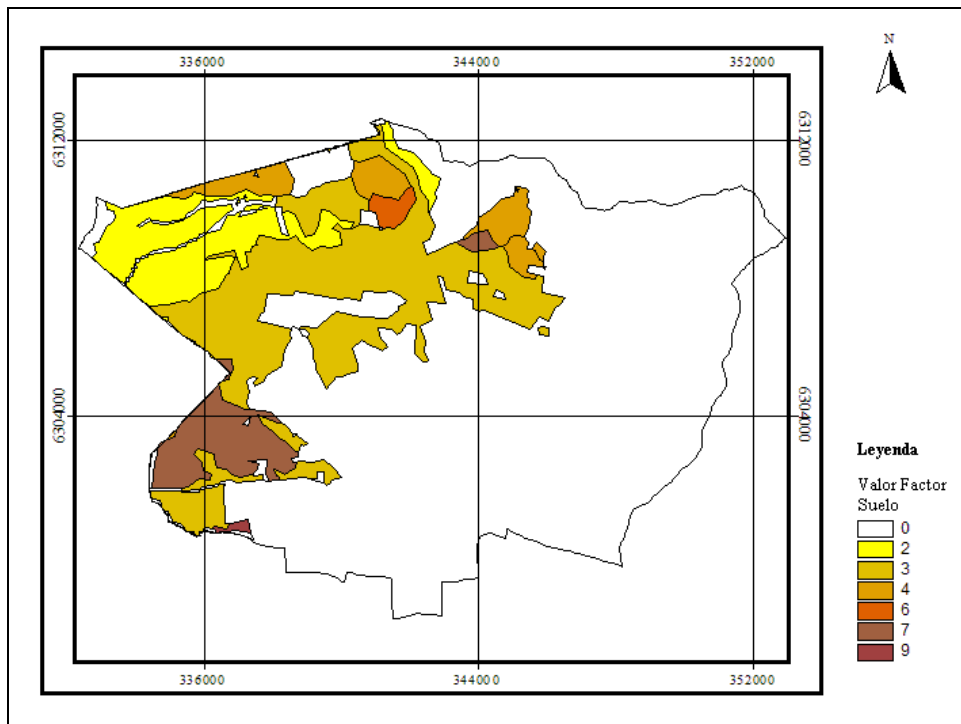


Figura 4.8 Mapa del Factor Suelo.

4.3.4 Cálculo Factor Nivel Freático

Para calcular el Factor Nivel Freático se utilizaron los datos de niveles estáticos en pozos del estudio de la DGA, “Análisis de la Contaminación de Aguas Subterráneas de la Región Metropolitana”, (AC-DGA, 1999). De los pozos se seleccionaron los que se encontraban cerca del área de estudio, la ubicación de los pozos seleccionados se presentan en la Figura 4.9.

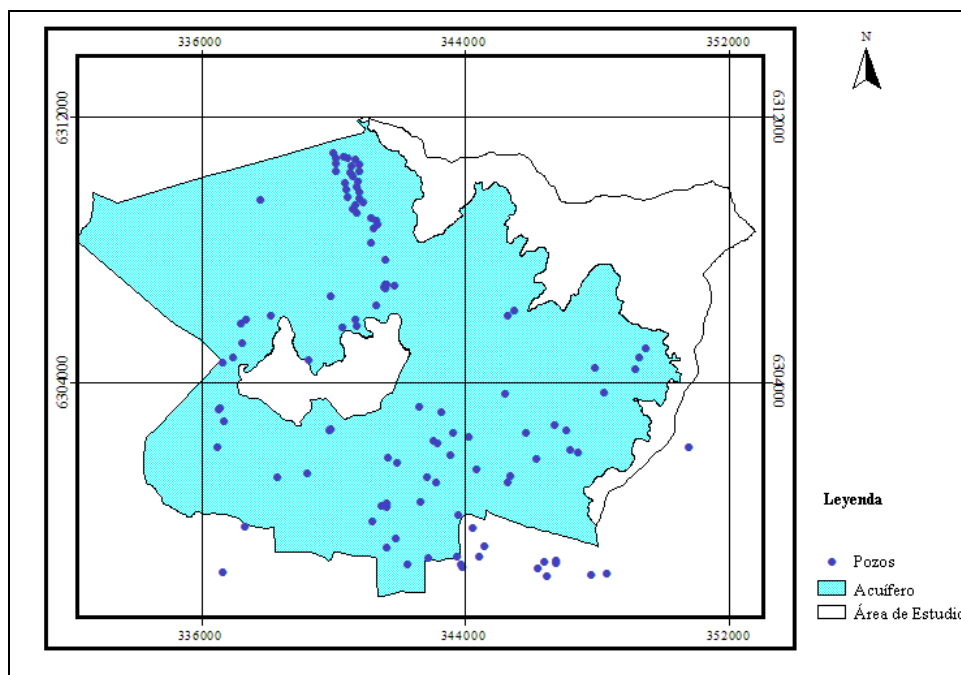


Figura 4.9 Pozos con niveles estáticos.

Con la información de estos pozos se interpoló en ArcView 3.2 un mapa de niveles estáticos, mediante el método IWD. En la Figura 4.10 se presenta el resultado de esta interpolación.

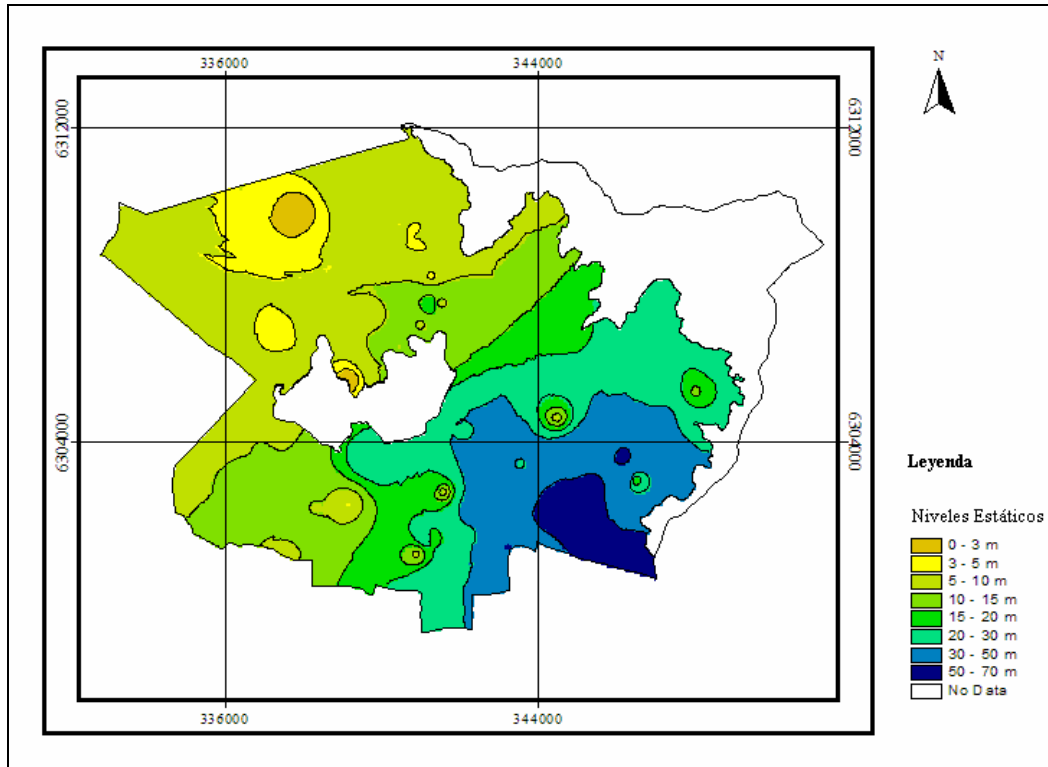


Figura 4.10 Mapa interpolación de niveles estáticos.

La Figura 4.10 nos muestra que el nivel estático de las aguas subterráneas, de alrededor de 60 m de profundidad en la zona suroriente, va aumentando hacia el norponiente hasta llegar a profundidades 3 m. Además de esta tendencia general existen algunas áreas aisladas con aumentos en los niveles freáticos. Esta distribución de niveles es consistente con la encontrada en el estudios “Análisis de la contaminación en las aguas subterráneas en la Región Metropolitana”, 1999 y al encontrada a partir de los datos del mismo estudio por Ramírez, 2004.

A partir del mapa de los niveles freáticos se obtuvo el valor de el Factor Nivel freático distribuido en el área de estudio, mediante una reclasificación en ArcView 3.2, según los rangos del factor dados por Canter. Estos se presentan en la Tabla 4.13.

Tabla 4.13 Rango de valores del factor nivel freático dados por Canter.

Rango (m)	Valor Factor
0 - 1,5	10
1,5 - 4,6	9
4,6 - 9,1	7
9,1 - 15,2	5
15,2 - 22,9	4
22,9 - 30,5	3
+ de 30,5	2

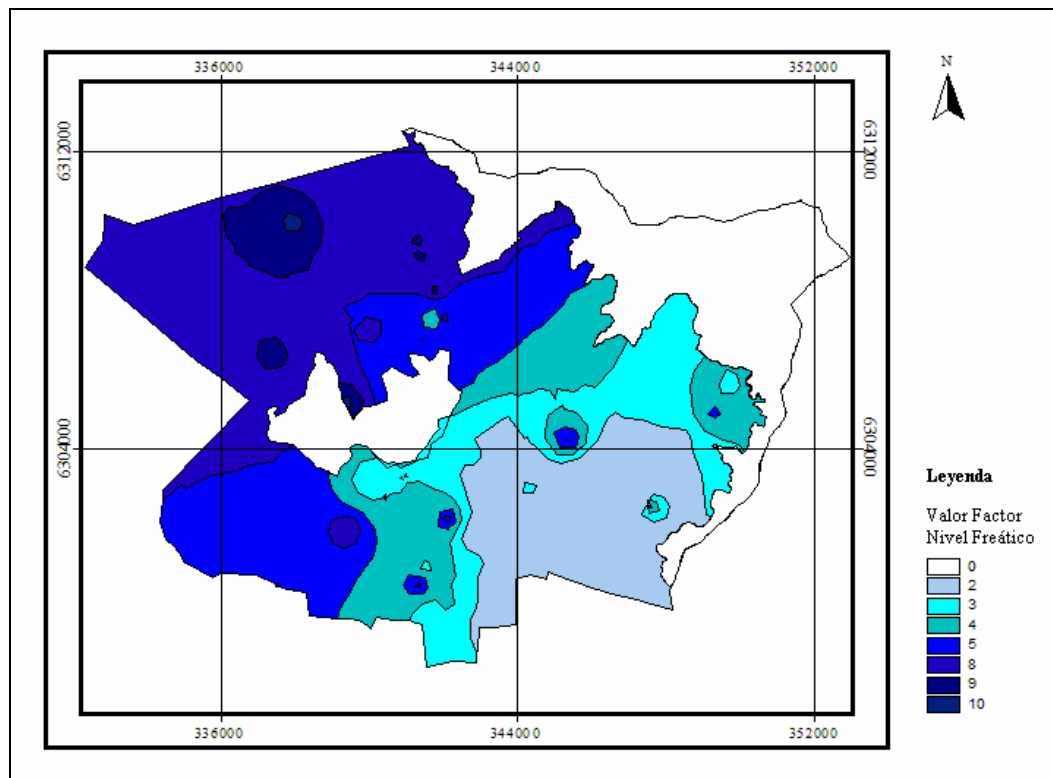


Figura 4.11 Mapa del Factor Nivel Freático.

El factor nivel freático, siguiendo la tendencia general de los niveles estáticos, en el extremo suroriente parte con el valor 2 y va subiendo hacia el norponiente, con algunas áreas aisladas con un aumento mucho mas pronunciado. De la Figura 4.11 se observa que las área agrícolas que se encuentran en la zona poniente y norte, tiene valores del factor nivel freático de 5 para arriba, por lo que este factor afectará al índice de contaminación con un alto puntaje en esta área.

4.4 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN

Con los mapas de los cuatro factores obtenidos en los puntos anteriores, se calcula el Índice de Contaminación de Nitratos, utilizando el álgebra de mapas de ArcView 3.2, con la ecuación entregada por Canter.

$$IDC = F*fi + R*ri + S*si + D*di \quad (4.3)$$

Donde: F,R,S y D: son los valores de importancia de los factores y fi, ri, si y di: Son los valores de los factores para el sitio.

En la Figura 4.12 se presenta el resultado obtenido del cálculo del Índice de Contaminación de Nitratos en el área de aplicación.

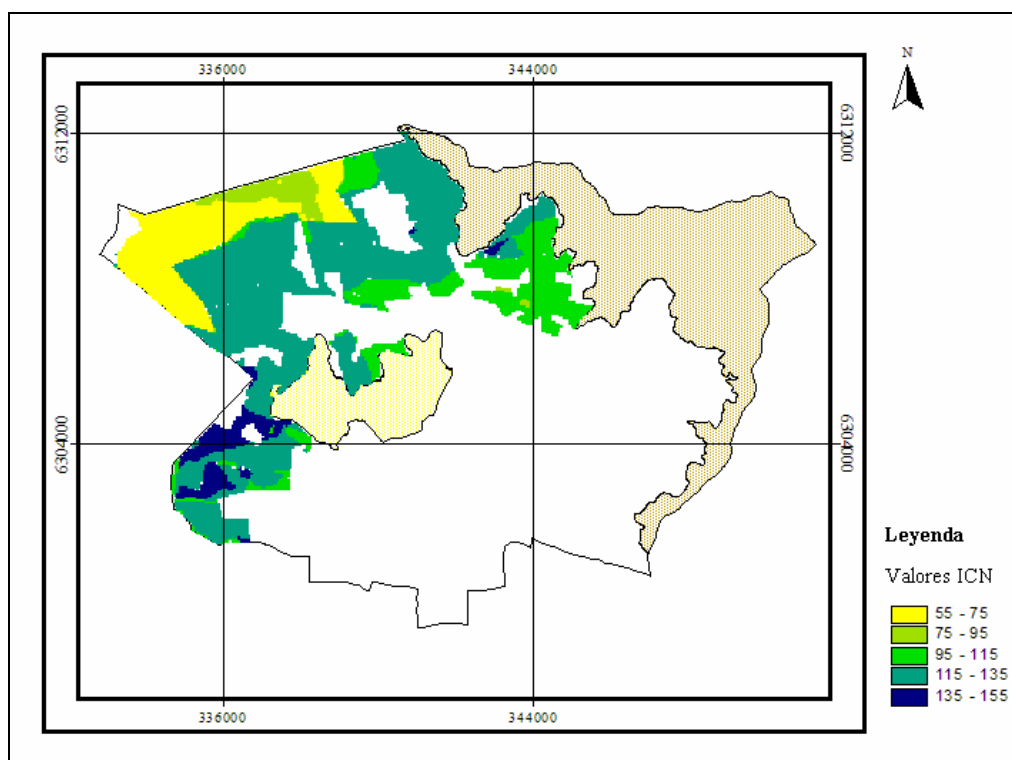


Figura 4.12 Índice de Contaminación de Nitratos.

Los valores del ICN obtenidos, en las zonas distintas de cero, van desde 55 a cerca de 155. En el norponiente se encuentran los valores más bajos en el área de secano con valores entre 55 y 95, luego hacia el suroriente existe un área dispersa de valores entre 115 y 155. Esta corresponde a la zona de mayor extensión. En la zona norte al centro se presenta un área de valores entre 95 y 135. Los valores más altos de 135 a 155 son en un área en el suroriente y dos pequeñas áreas en el nororiente. De la figura podemos observar que los valores del ICN se ven fuertemente afectados por el factor tasas de aplicación y recarga, siendo estos dos factores los que definen las diferencias entre las distintas áreas, los factor suelo y nivel freático tienen poca incidencia en el resultado.

El ICN dio como resultado grandes diferencias de valores entre las distintas áreas, lo que debería notarse en las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas. Según esto se esperarían concentraciones bajas desde el suroriente, hacia el norponiente una franja de concentraciones más altas que luego disminuyera al acercarse al extremo de la zona de estudio. Todo esto de deberse los nitratos en las aguas subterráneas a la actividad agrícola y en particular al riego con aguas servidas, ya que para el cálculo del ICN no se tomó en cuenta la fertilización. Como se sabe que en esta área existen otras actividades que son fuentes de contaminación con nitratos, la configuración antes propuesta puede verse alterada, en mayor o menor medida dependiendo de la importancia de las otras fuentes de contaminación.

4.5 CONTAMINACIÓN CON NITRATOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO

En el área de aplicación se cuenta con información de concentraciones de $N-NO_3$ del catastro de pozos realizado por Ayala y Cabrera (1998), y del proyecto RLA/8/031-13 "Manejo Integrado y

Sostenible de los Recursos Hídricos Subterráneos en América Latina” de la Organización Internacional de Energía Atómica, donde se cuenta con datos del año 2002.

Del catastro de Ayala y Cabrera (1998) se seleccionaron los pozos que se encontraban dentro del área de aplicación que correspondieran al año 1998, estos resultaron ser 19. En la Figura 4.13 se muestra la ubicación de los pozos seleccionados y la concentración de nitratos de cada uno de estos.

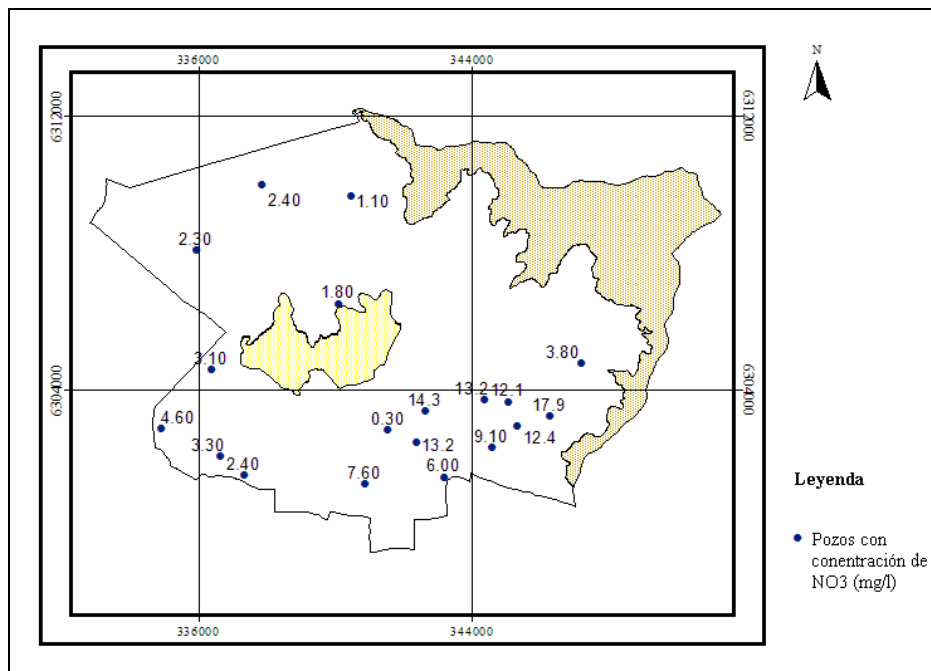


Figura 4.13 Pozos con información de concentraciones de N-NO₃, año 1998.

De la Figura 4.13 se observa que los pozos con mayor concentración de NO₃ se encuentran del centro hacia el suroriente, con un máximo de 17,9 mg/l y seis pozos con concentraciones mayores a 10 mg/l, límite máximo de nitratos en la NCH 409, que fija los requisitos de calidad del agua potable. Por otra parte las concentraciones más bajas se presentan hacia el norte y el norponiente del área de aplicación. Con estos datos se realizó una interpolación en ArcView mediante el método IWD, con la que se obtuvo el mapa que se presenta en la Figura 4.14.

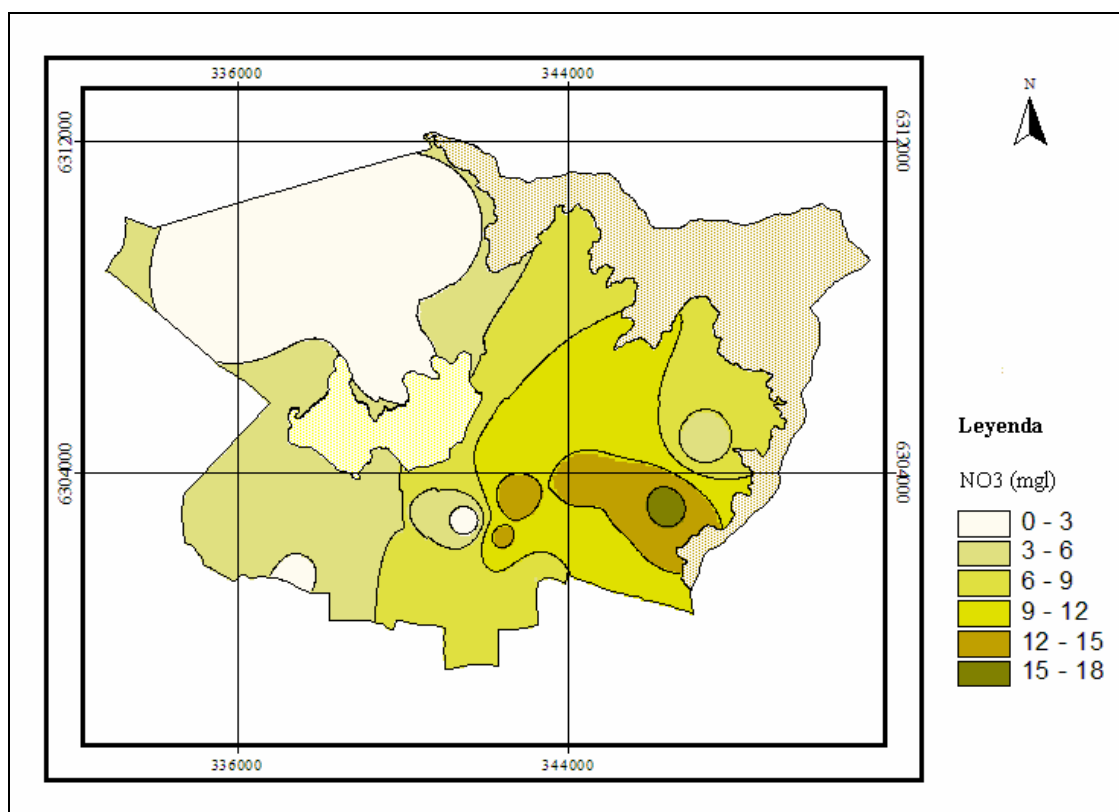


Figura 4.14 Interpolación de concentraciones de N-NO₃, año 1998.

De la Figura 4.14 se observa que se mantiene la tendencia de altas concentraciones en el suroriente sobre 10 mg/l, y una disminución en las concentraciones hacia el norponiente, con algunas zonas aisladas con concentraciones bajas. Como se cuenta con pozos en el área de aplicación, la interpolación tiene pocos datos en que apoyarse y puede no representar adecuadamente la realidad, para corroborar estos valores se comparan con los datos del proyecto “Manejo Integrado y Sostenible de los Recursos Hídricos Subterráneos en América Latina”, donde se cuenta con 52 pozos en y cerca del área de aplicación. En la Figura 4.15 se presentan los pozos pertenecientes al estudio antes mencionado, que corresponde a mediciones realizadas el 2002, con sus concentraciones de NO₃.

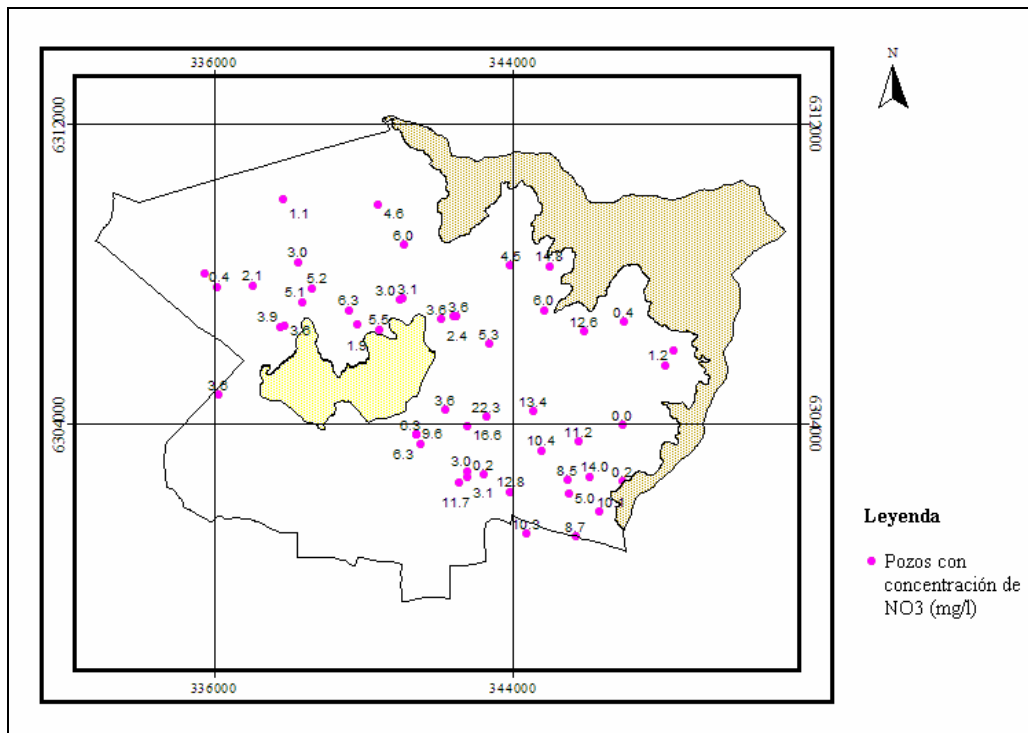


Figura 4.15 Pozos con información de concentraciones de N-NO₃, año 2002.

De la Figura 4.15 se observa que los pozos con las mayores concentraciones se encuentran del centro al suroriente, más o menos en la misma zona en la cual se ubican los pozos con mayores concentraciones del catastro de pozos de Ayala y Cabrera, muestreados el año 1998. Sin embargo los máximos en ésta es de 22,3 mg/l, y se tienen 9 pozos con concentraciones sobre 10 mg/l, por lo que según estos datos en la zona surponiente se encuentran concentraciones más elevadas que en el caso del catastro de pozos de Ayala y Cabrera. En el resto del área de estudio se presenta una disminución de las concentraciones hacia norponiente, siguiendo la misma tendencia que en los datos de 1998. No hay datos sin embargo en el surponiente que nos permitan conocer las concentraciones en esta parte.

Con estos 52 datos de concentraciones, se interpoló en ArcView 3.2, con el método IWD, y se obtuvo el mapa de concentraciones de nitratos que se presenta en la Figura 4.16.

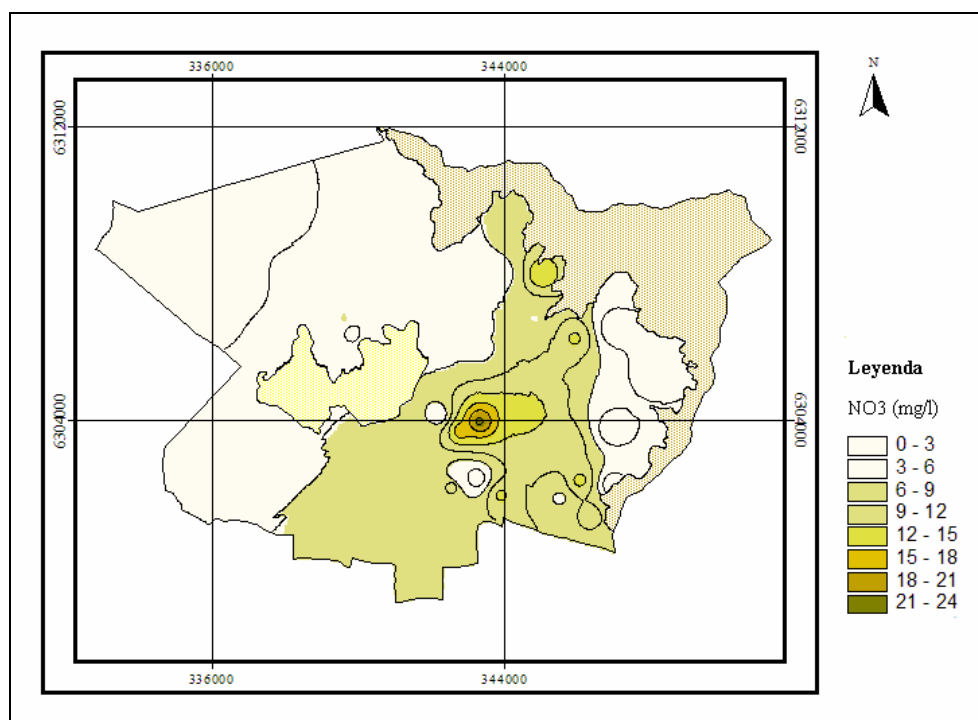


Figura 4.16 Interpolación de concentraciones de N-NO₃, año 2002.

De la Figura 4.16 se observan las altas concentraciones de NO₃ del centro hacia el suroriente y una disminución de las concentraciones hacia el norponiente y hacia el oriente. Comparando esta Figura con la Figura 4.14, se puede apreciar que las concentraciones más altas en las dos figuras se encuentran más o menos en el mismo sector, pero con concentraciones más elevadas en el caso de la Figura 4.16. En las dos se ve una tendencia de disminución de las concentraciones hacia el norponiente. En el oriente en la Figura 4.16 se observa un sector con concentraciones bajas que llegan incluso a cercanas a cero, mientras que en la Figura 4.14 en el oriente solo se observa una pequeña zona aislada con una concentración de entre 3 y 6 mg/l. Esta diferencia se puede deber tanto a cambios en las concentraciones en este sector en los cuatro años que separan los dos grupos de datos, como a que en los datos del catastro de Ayala y Cabrera sólo se cuenta con un pozo en esta zona por lo que con la interpolación no es posible representar mejor este sector del área de aplicación. Se puede concluir de los dos grupos de datos o corroborar las altas concentraciones en el sector del centro hacia el suroriente y la disminución de las concentraciones hacia el norponiente, ya que éstas se mantienen en forma similar en los datos del año 1998 y 2002.

4.6 COMPARACIÓN ENTRE LOS RESULTADOS Y LOS NIVELES DE NO₃.

De los mapas de concentraciones de nitratos y el mapa del ICN se observa que las concentraciones más altas de NO₃ no corresponden a zonas agrícolas sino a zonas urbanas cuyas fuentes de contaminación con nitrato se deben a otras actividades. De las Figuras 4.14 y 4.16 se ve que las áreas agrícolas tienen concentraciones de 0 a 6 mg/l. Por lo tanto en el área de aplicación la contaminación proveniente de la actividad agrícola es baja y no resulta importante en comparación con otras fuentes de contaminación que se encuentran en la zona urbana.

Los valores de ICN son únicamente comparativos entre distintos casos, y no estiman concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas. Como las concentraciones de nitratos en la zona agrícola del área de aplicación no presenta la diferencia esperada entre los diferentes valores calculados con el índice, es imposible encontrar una relación entre el ICN y las concentraciones de NO_3 . Para obtener mejores resultados y poder apreciar mejor la estimación que resulta del ICN es necesario contar con un área de aplicación de mucha mayor extensión o de comparar la situación en esta área con la que ocurre en otras zonas del país donde la agricultura es una fuente difusa de nitratos a las aguas subterráneas.

Si comparamos el promedio de valores del ICN en la zona de estudio, que corresponde a 120, y lo insertamos dentro de la Figura 3.8, que compara las concentraciones de nitratos versus los valores del ICN en diferentes zonas donde fue aplicado el índice en Estados Unidos, se puede ver que según la línea de tendencia general, a un valor de 110 del ICN le corresponde una concentración de 5,5 y 6 mg/l de nitratos, que son concentraciones similares a las que se encuentran en el área de uso agrícola según las Figuras 4.16 y 4.14.

Con esto se concluye que el ICN es una herramienta interesante para comparar la contaminación con nitratos del agua subterránea, pero se debe utilizar para realizar comparaciones entre distintas áreas separadas entre si o de gran extensión donde sea posible que se noten las diferencias entre distintos escenarios. Resultaría una herramienta útil de tener varios sitios a lo largo del país en los que se realizaran actividades agrícolas donde se aplicará el ICN y se contara con mediciones de concentración de nitratos en las aguas subterráneas, par con esta información obtener un gráfico como el de la Figura 3.8, con el cual determinar una línea de tendencia que permitiera relacionar el ICN con concentraciones y mediante la aplicación del índice tener una aproximación de las concentraciones que se espera encontrar en lugares donde no se cuenta con mediciones de NO_3 en las aguas subterráneas.

CAPÍTULO 5:
SELECCIÓN Y APLICACIÓN DE LOS MODELOS
MANNER Y DNDC

5.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se seleccionan dos modelos de simulación de las transformaciones y destino del nitrógeno en el suelo de los descritos en el Capítulo 3 y se realiza un análisis de sensibilidad a los dos programas con el fin de estudiar como varían los resultados al cambiar los parámetros de entrada y que parámetros resultan más sensibles que otros a los resultados. Con esta información se espera saber más acerca de la estimación que realizan los programas y de la fidelidad de sus predicciones. A través del análisis de sensibilidad se espera conocer si los distintos parámetros influyen como se espera según los distintos procesos que sufre el nitrógeno después de ser aplicado en el suelo, es decir si los programas son consistentes con lo que se sabe acerca del ciclo del nitrógeno en la literatura. Después se aplican los dos programas a tres escenarios distintos que representan la situación mas favorable, media y mas desfavorable a la lixiviación de nitratos, para estudiar a través de estos los casos extremos y medios que se pueden dar en Chile según las distintas configuraciones de factores que influyen en la lixiviación de nitratos.

5.2 MODELOS SELECCIONADOS

5.2.1 Generalidades

Los modelos seleccionados corresponden al programa MANNER y al programa DNDC. La razón de la elección de estos dos modelos es comparar las diferencias entre las simulaciones de un modelo simple (MANNER) y uno complejo (DNDC) y analizar si a pesar de las diferencias entre los dos modelos los resultados de ambos siguen el mismo patrón esperado para los factores relevantes y/o datos de entrada.

MANNER es un modelo simple que simula sólo algunas de las transformaciones que le ocurren al nitrógeno luego de su aplicación al suelo, desarrollado por ADAS como ayuda a la toma de decisiones de los granjeros a la hora de definir la tasas de purín a aplicar en otoño, antes del periodo de drenaje en Inglaterra.

MANNER simula la mineralización, la volatilización y la lixiviación de nitratos, ignorando otras transformaciones y vías de salida del nitrógeno del suelo, desde la superficie hasta 90 cm de profundidad, y por ser un modelo necesita muy pocos datos de entrada, lo que facilita su uso.

Por otro lado el programa DNDC es un modelo bioquímico mucho más complejo, que está compuesto de dos partes, una que simula el crecimiento del cultivo y submodelos de descomposición y otro que consiste en submodelos que simulan la nitrificación, desnitrificación y fermentación, que predicen flujos de NO, NO₂, N₂, CH₄ y NH₃, y que a través de un sistema de estanques en el suelo va simulando el ciclo del nitrógeno en el suelo en conjunto con el ciclo del carbono. La compleja simulación que realiza este modelo necesita de mucha información. Este modelo entrega entre muchos otros las distintas salidas del N del sistema hacia la atmósfera y en el drenaje bajo los 50 cm de profundidad, además del volumen de drenaje la evaporación y transpiración del cultivo, la producción de éste y la entrada de N al sistema producto de la fijación de las plantas y sus raíces.

A continuación se presenta la información necesaria para la operación del modelo MANNER.

5.2.2 Datos de manejo de MANER:

- La tasa de aplicación del purín,
- El tipo de purín y las características del nitrógeno en el,
- La precipitación desde la aplicación hasta el fin del drenaje
- El tiempo de incorporación al suelo si es aplicación superficial o inyección profunda.

5.2.3 Los datos entregados por MANNER son:

- El N potencialmente disponible para las plantas
- El N volatilizado
- El N lixiviado (a 90 cm de profundidad)
- El N disponible para las plantas después del drenaje y la lixiviación.

5.2.4 Datos de manejo de DNC:

Los datos de entrada se agrupan en tres grupos: (1) Clima, (2) Suelo y (3) Manejo de la granja y en cada uno de estos grupos son necesarios los siguientes parámetros.

(1) Clima:

- Datos diarios de Temperatura (°C) media máxima y mínima y precipitación (cm) y coordenadas geográficas (latitud). Los datos diarios se exportan en archivos de texto, en diferentes formatos. Un ejemplo de un tipo de formato es el siguiente:
- Concentración de N en las precipitaciones (mg N/l o ppm)
- Concentración atmosférica de NH₃ (ug N/m³)
- Concentración atmosférica de CO₂ (ppm)
- Tasa de incremento de la concentración atmosférica de CO₂ (ppm/año)

(2) Suelo:

- Textura del suelo
- Fracción de arcilla (0-1)
- Densidad (g/cm³)
- pH
- Capacidad de Campo (wfps, 0-1)
- Punto de Marchitez
- Conductividad Hidráulica (cm/min)
- Porosidad
- Macroporos (si o no), Tasa de Flujo Bypass
- Profundidad de la Capa de Retención de Agua
- Nivel Freático más Alto (profundidad en cm)
- Contenido Total de Carbón Orgánico (SOC) en la Capa 0-5 cm (kg C/kg)
- Concentración Inicial de NO₃ en la Superficie (mg N/kg)
- Concentración Inicial de NH₄ en la Superficie (mg N/kg)
- Índice de Actividad Microbial (0-1)
- Pendiente (%)

(3) Manejo de la granja:

Datos Generales:

- N° de años
- N° de sistemas de cultivo durante todos los años

Para cada sistema de cultivo:

- Duración (años)
- Años del ciclo.
- Datos del cultivo:
- Numero de nuevos cultivos plantados en el año
- Tipo de Cultivo (Maíz, alfalfa, etc.)
- Datos de preparación de la Tierra
- N° de veces en el año
- Fecha (Mes y día)
- Método de preparación
- Datos de la fertilización
- N° de eventos en cada año
- Fecha (mes, día)
- Método de Aplicación (superficial, inyección, etc.)
- Cantidad aplicada de Urea, NH₄, etc. (kg N/ha)
- Datos del estiércol
- N° de Aplicaciones por año
- Fecha (mes y día)
- Tipo de estiércol
- Cantidad de C (kg C/ ha)
- Razón C/N
- Datos de desmalezar
- Datos de inundaciones
- Datos de irrigación (para cada evento)
- Fecha (día y mes)
- Cantidad de agua (cm/día)
- pH del agua
- Datos de pastoreo

5.2.5 Los datos entregados por DNDC son:

- Del balance de Nitrógeno en el suelo:
- N Fijado (kg N/ha/año)
- N Lixiviado (kg N/ha/año)
- N en la Escorrentía superficial (kg N/ha/año)
- N Consumido por el Cultivo (kg N/ha/año)
- N Consumido por la Maleza (kg N/ha/año)
- NH₃ Volatilizado (kg N/ha/año)
- Flujo de N₂O (kg N/ha/año)
- Flujo de NO (kg N/ha/año)
- Flujo de N₂ (kg N/ha/año)
- Cambio en el N Almacenado en el Suelo (kg N/ha/año)

- Del balance de Agua
 - Transpiración del cultivo(mm/año)
 - Evaporación desde el Suelo (mm/año)
 - Percolación (mm/año)
 - Escorrentía (mm/año)
 - Cambio en el Almacenamiento de Agua del Suelo (mm/año)
- Además entrega los datos de el cultivo y del carbón en el suelo.

5.3 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD MANNER

Para ver como responde el programa a variaciones en los datos de entrada, se realiza el siguiente análisis de sensibilidad. Los datos de entrada a testear son:

1. Tasa de aplicación
2. Precipitaciones
3. Tipo de suelo
4. Tipo de Purín

5.3.1 Análisis para la Tasa de Aplicación de N

Para analizar como se comportan las diferentes respuestas de MANER a diferentes tasas de aplicación de N, se comparan los resultados de nitrógeno potencialmente disponible (NPD), nitrógeno volatilizado (NV), nitrógeno lixiviado (NL) y nitrógeno disponible (ND), para distintas tasas de aplicación de N, del tipo de purín “Pig Slurry”, sin incorporación, con una precipitación total en el periodo de drenaje de 250 mm y en un suelo de arena, en la parte superior e inferior del suelo.

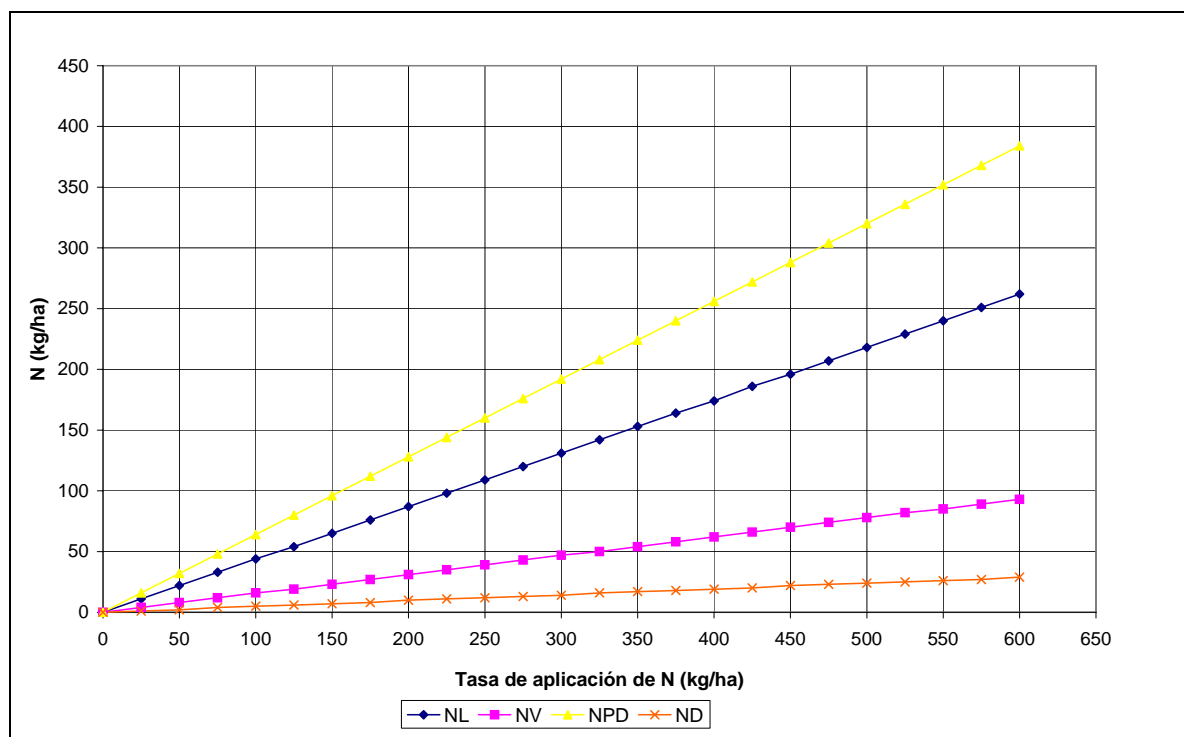


Figura 5.1 Nitrógeno Lixiviado (NL), Nitrógeno Volatilizado (NV), Nitrógeno Potencialmente Disponible (NPD) y Nitrógeno Disponible (ND) para distintas tasas de aplicación.

Del la Figura 5.1 se puede apreciar como los resultados del programa están directamente relacionados a la tasa de aplicación de nitrógeno. El NPD corresponde a 64% del N aplicado, y este porcentaje depende exclusivamente de las características del purín aplicado. El NL resulta la primera ruta de salida del N mientras que la volatilización es mucho menor, en este caso.

5.3.2 Análisis para las Precipitaciones

Otro de los factores que condiciona los resultados son las precipitaciones, desde la aplicación del estiércol hasta el fin del drenaje. La Figura 5.2 muestra como varía el nitrógeno lixiviado con las precipitaciones para diferentes tasas de aplicación de 25 a 200 kg N/ha, el purín aplicado corresponde al tipo “Pig Slurry”, sin incorporación, y el suelo representado es arena en la parte superior e inferior del suelo.

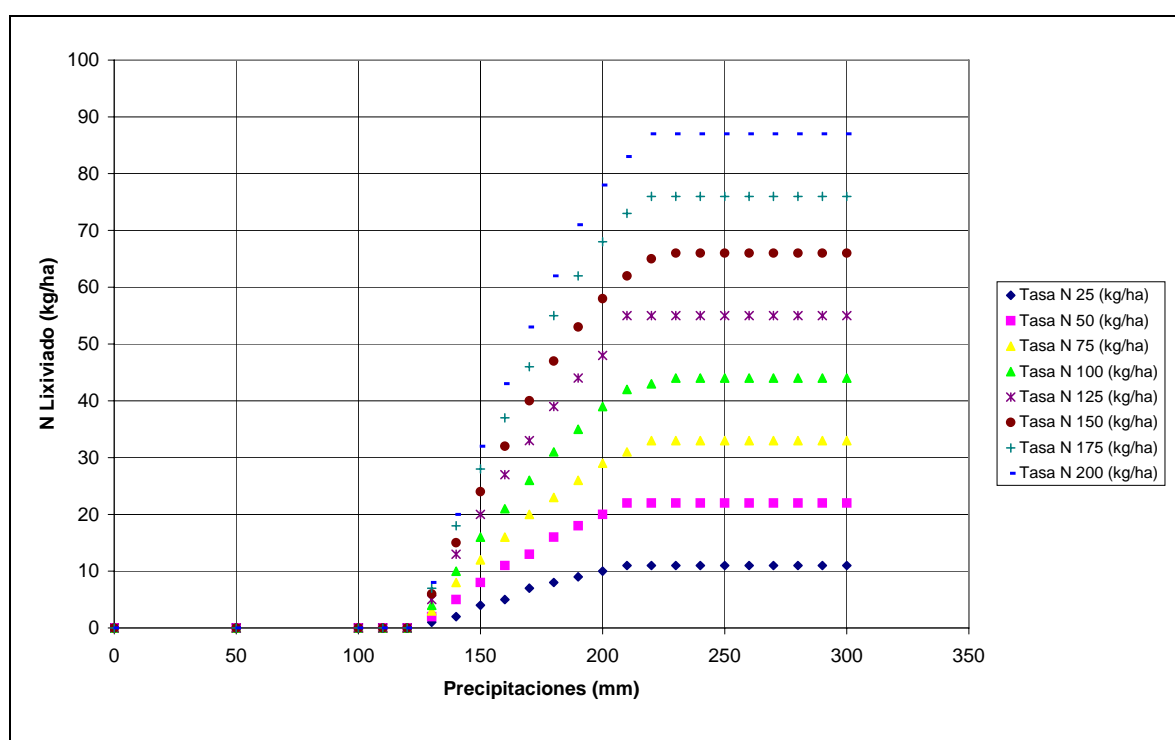


Figura 5.2 Nitrógeno lixiviado versus precipitaciones, para distintas tasas de aplicación.

El NPD, el NV y el ND son constantes con respecto a las precipitaciones. En la Tabla 5.1 se presentan estos valores y el de NL máximo para cada tasa de aplicación, en kg N/ha.

Tabla 5.1 NPD, NV, NLmax y NDmin para diferentes tasas de aplicación de N.

Tasa de Aplicación (kgN/ha)	25	50	75	100	125	150	175	200
NPD	16	32	48	64	80	96	112	128
NV	4	8	12	16	20	23	27	31
NL max	11	22	33	44	55	66	76	87
ND min = NPD-NV-NLmax	1	2	3	4	5	7	9	10

Se puede apreciar del gráfico que hasta los 120 mm no hay lixiviación de nitrógeno, para las diferentes tasas de aplicación. y a partir de este punto existe una relación casi lineal hasta los 210

mm, en los que se alcanza el máximo de nitrógeno lixiviado, más o menos para todas las tasas de aplicación. Esto implica que el modelo tiene un límite de precipitaciones al cual se inicia la lixiviación y otro al que se alcanza el máximo de ésta, y estos dos valores dependen exclusivamente del tipo de suelo y son independientes de la tasa de aplicación, o casi independientes, ya que la variación es muy pequeña.

El inicio de la lixiviación solo depende del tipo de suelo, como se observa de las ecuaciones con que MANNER calcula la precipitación efectiva y el nitrógeno lixiviado (Anexo 2.)

Ya que cuando ER/V_m es mayor que 0,4, se inicia el proceso de lixiviación, y de lo único que depende esta ecuación es de V_m que es una característica del tipo de suelo.

Que para las distintas tasas de aplicación se llegue al máximo de NL más o menos a el mismo monto de precipitaciones se debe a que la lixiviación máxima esta dada por un mínimo de ND remanente en el suelo, que corresponde a un porcentaje de la tasa de aplicación, el NV también es un porcentaje de la aplicación, por lo que el NLmax resulta también un cierto porcentaje del N aplicado. Con esto la ecuación del NL para la condición de NLmax queda.

$$\%Napl_{NL} = \%Napl_{ANV} \left(\frac{ER^*}{V_m} - 0,4 \right) \quad (5.1)$$

Donde: $\%Napl_{NL}$ es el porcentaje de el N aplicado correspondiente al máximo NL, $\%Napl_{ANV}$ es el porcentaje del N aplicado correspondiente al N remanente depuse de la volatilización y ER^* es la precipitación efectiva a la que ocurre la máxima lixiviación.

Por último de esta ecuación se ve que ER^* depende únicamente del V_m , que es una característica del suelo. Por lo que las precipitaciones a las que ocurre el NLmax sólo dependen del suelo.

5.3.3 Análisis para los suelos

Para analizar las como varían los resultados del programa con cada tipo de suelo, se realizó una prueba con una aplicación de 900 kg N/ha de purín del tipo “broiler/turkey”, sin incorporación al suelo, en los distintos tipos de suelo para un rango de precipitaciones entre 50 y 800 mm.

La Figura 5.3 muestra como varia el nitrógeno lixiviado con las precipitaciones para distintos tipos de suelo.

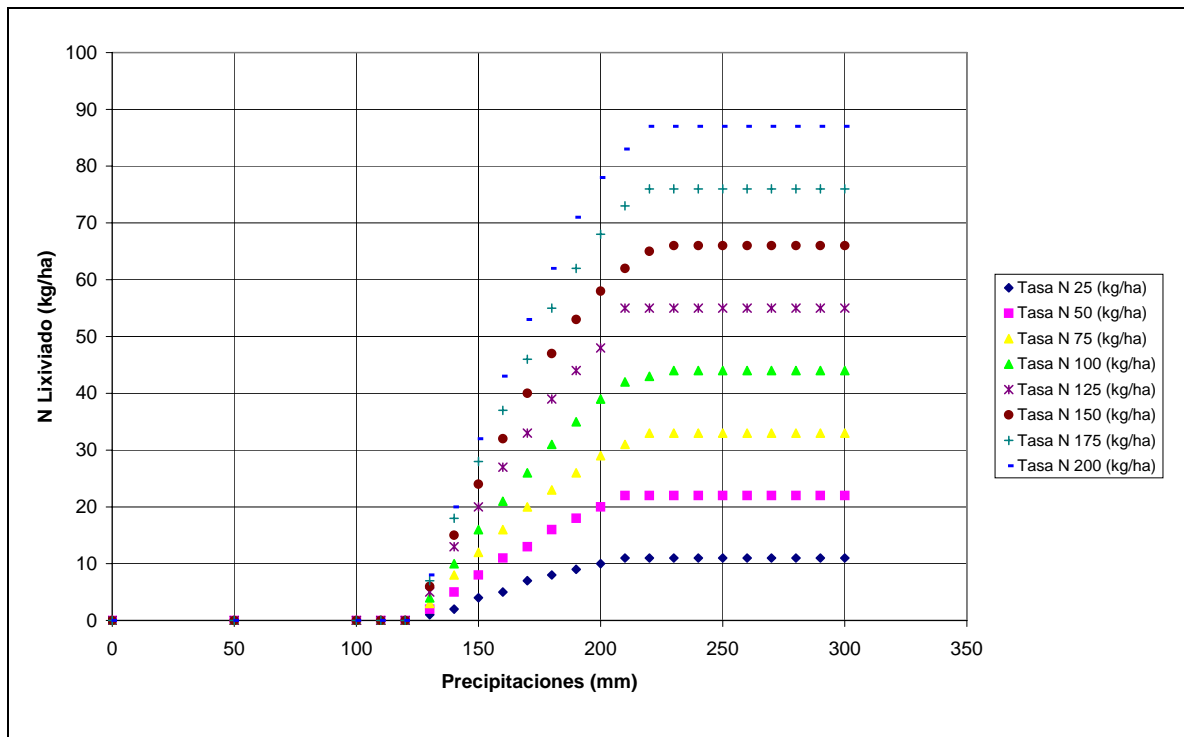


Figura 5.3 Nitrógeno lixiviado versus precipitaciones para distintos suelos.

De la Figura 5.3 se puede ver que la lixiviación de nitrógeno se inicia y llega a su máximo para distintos valores de precipitaciones según el suelo, como se había visto anteriormente. El volumen de precipitaciones al que se alcanza el máximo nitrógeno lixiviado, depende de la facilidad del suelo a lixiviar, ya que la tasa de nitrógeno lixiviado (kg N/ha) está fija, y depende únicamente de la tasa de aplicación y el tipo de estiércol.

Se aprecia además en esta figura como se van desplazando hacia la derecha las curvas, desde los suelos que lixivian mas fácilmente a los menos, el orden de esta distribución es el siguiente: Arena y Roca, Arena Franca, Franco Arenoso, Franco Arcillo-Arenoso, Franco Arcillo-Limoso, Arcilla, Franco Arenoso Fino, Yeso, Franco Arcilloso, Arcillo Arenoso, Franco Limo-Arenoso, Franco Limoso, Orgánico y Arcilla Limosa.

El programa caracteriza los suelos a través de su contenido volumétrico de humedad a capacidad de campo. A continuación una tabla que muestra estas características en el orden en que se observa que se desplazan las curva de izquierda a derecha en el grafico anterior, es decir de suelos de más a menos propensos a lixiviar.

Tabla 5.2 Contenido volumétrico de humedad en cada suelo para distintos niveles de profundidad, según MANNER.

Suelo	Contenido Volumétrico de Humedad mm		
	0-30 cm	30-90 cm	0-90 cm
Arena	45	60	105
Roca	45	60	105
Arena Limosa	50	80	130
Franco Arenoso	60	110	170
Franco Arcillo-Arenoso	75	110	185
Franco Arcillo-Limoso	100	140	240
Arcilla	90	150	240
Franco Arenoso Fino	90	150	240
Yeso	90	150	240
Franco Arcilloso	115	180	295
Arcilla Arenosa	110	190	300
Franco Limo-Arenoso	105	200	305
Franco Limoso	115	200	315
Orgánico	125	200	325
Arcilla Limosa	145	240	385

De la Tabla 5.2 se observa que la lixiviación en el programa está condicionada inversamente con el contenido de humedad de la capacidad de campo con que el programa caracteriza cada suelo. Como en este caso se corrió el programa para una aplicación sin incorporación al suelo, el programa calculó entonces la lixiviación con el contenido de humedad de la primera y segunda capa es decir de 0 a 90 cm, y se puede ver que el contenido de humedad de la tercera columna de la tabla esta ordenado con respecto al orden en la lixiviación.

En la Tabla 5.3 se presenta una tabla con los tipos de suelo, su clasificación según tamaño, y conductividad hidráulica, y en la última columna el orden que tienen según lixiviación en el la Figura 5.3.

Tabla 5.3 Tipo de suelos, textura, conductividad hidráulica y orden según la Figura 5.3.

Suelo	Textura	K	K (mm/d)	Orden
Arena Gruesa		Muy rápido	>1219,45	
Arena			1219,45	1
Arena Franca	Grueso	Rápido	364,95	2
Franco Arenoso	Moderadamente	Moderadamente	364,95	3
Franco Arenoso Fino	Grueso	Rápido	121,11	7
Franco Arenoso muy Fino			121,11	
Franco	Medio	Medio	36,55	
Franco Limoso				10
Limo				
Franco Arcilloso				8
Franco Arcillo-Arenoso	Moderadamente	Moderadamente		4
Franco Arcillo-Limoso	fino	Lento	12,18	5
Arcilla Arenosa	fino		12,8	9
Arcilla Limosa	Muy Fino	Lento		11
Arcilla			3,63	6

De la Tabla 5.3 se observa que el orden que presentan los suelos según la lixiviación calculada por el programa en un comienzo, o en los suelos gruesos, está directamente relacionado con el tamaño de los granos y la conductividad hidráulica. Sin embargo, a partir del suelo franco arenoso fino este orden se pierde. Se debe recordar que son múltiples los factores que condicionan la lixiviación del N en el suelo, además de la textura del suelo y la conductividad hidráulica. Además, la conductividad hidráulica dada en esta tabla corresponde a la del medio saturado que no es el caso de la zona superficial en la que se modela el programa. La capacidad de retención, la densidad, el porcentaje de arcilla y otros factores también afectan la lixiviación.

De la Figura 5.3 para los distintos suelos se observa que el máximo de NL, en este caso 211 kg N/ha, no depende ni del tipo de suelo ni de las precipitaciones, por lo que va a depender exclusivamente del nitrógeno potencialmente disponible que, a su vez, depende de la tasa de aplicación y de las características del estiércol aplicado. Como se vio en el análisis del monto de precipitaciones al cual se alcanza el máximo de NL, este depende del mínimo ND que es el que queda después de la lixiviación, y este NDmin es un porcentaje del N aplicado y de las características del purín.

Para analizar como varía el NL con el suelo y el porcentaje de NL con respecto al N aplicado se amplió el análisis realizado para la tasa de aplicación para todos los suelos. La aplicación corresponde al tipo de purín "Pig Slurry", sin incorporación, con una precipitación total en el periodo de drenaje de 250 mm y en un suelo de arena, en la parte superior e inferior del suelo. En la Figura 5.4 se puede apreciar el resultado, es decir como varía el nitrógeno lixiviado con la tasa de aplicación para los distintos tipos de suelo.

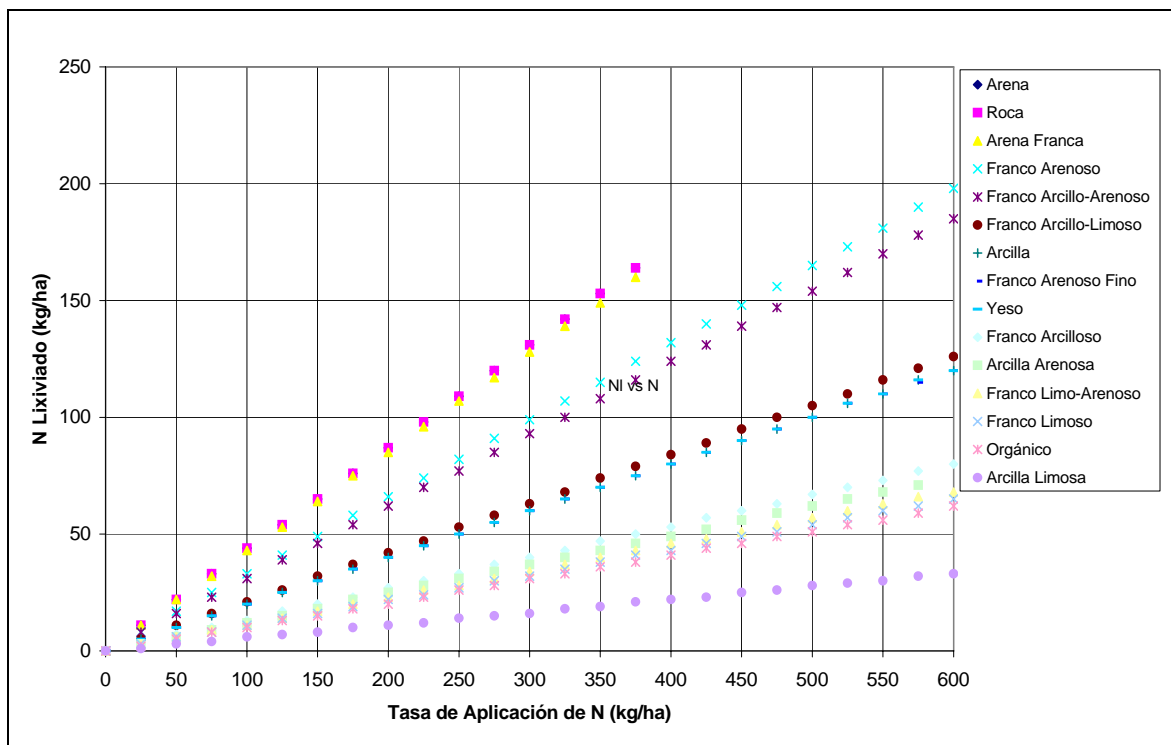


Figura 5.4 Nitrógeno lixiviado versus tasa de aplicación para distintos suelos.

Se puede observar como van disminuyendo las pendientes de las rectas en el mismo orden que en el gráfico anterior se van corriendo las curvas hacia la derecha. Es decir, inversamente con el contenido volumétrico de humedad a capacidad de campo.

5.3.4 Análisis para el Tipo de Purín.

Un factor muy importante en la determinación del nitrógeno lixiviado es el tipo de estiércol aplicado, ya que este define el porcentaje de materia seca, de nitrógeno orgánico y de nitrógeno fácilmente disponible que es a partir del cual el programa calcula el nitrógeno volatilizado, el remanente y el lixiviado.

Se realizó un análisis para ver como varían las respuestas del programa a distintos tipos de purines y para esto se corrió el programa para una aplicación de 200 kg N/ha y 400 mm de precipitaciones, para los distintos tipos de estiércol.

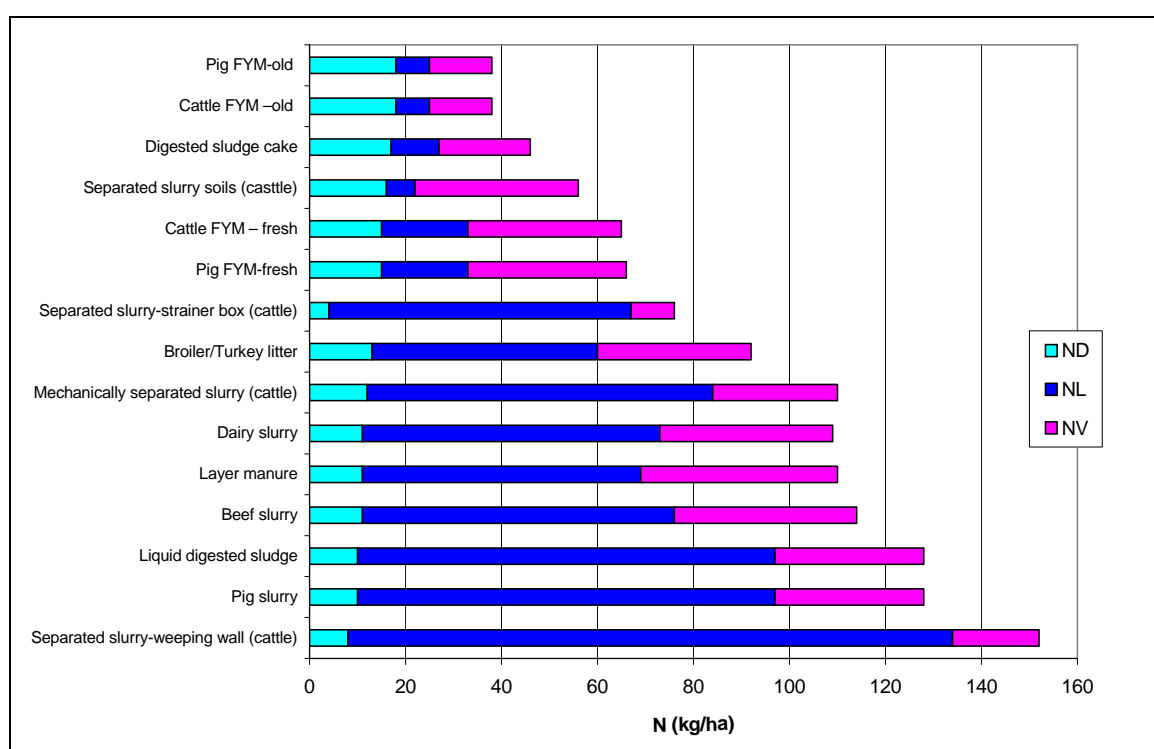


Figura 5.5 Nitrógeno Potencialmente Disponible, (NPD), Nitrógeno Volatilizado (NV), Nitrógeno Lixiviado (NL) y Nitrógeno Disponible versus tasa de aplicación de Nitrógeno, para los distintos tipos de purín.

En la Figura 5.5 se ve de arriba hacia abajo los purines que tienen una mayor NPD a los que tienen menos, el NPD corresponde a la suma del NV, NL y ND. Como se vio anteriormente en la descripción de MANNER, el NPD se calcula como el N rápidamente disponible, caracterizado para cada tipo de purín mas el N mineralizado, el que es calculado a como un porcentaje del N orgánico (10 a 20 %).

La lixiviación de N está en cierto grado relacionada con el NPD, pero se no directamente ya que también influye el NV, en la Figura 5.6 se muestra la relación entre NPD y NL.

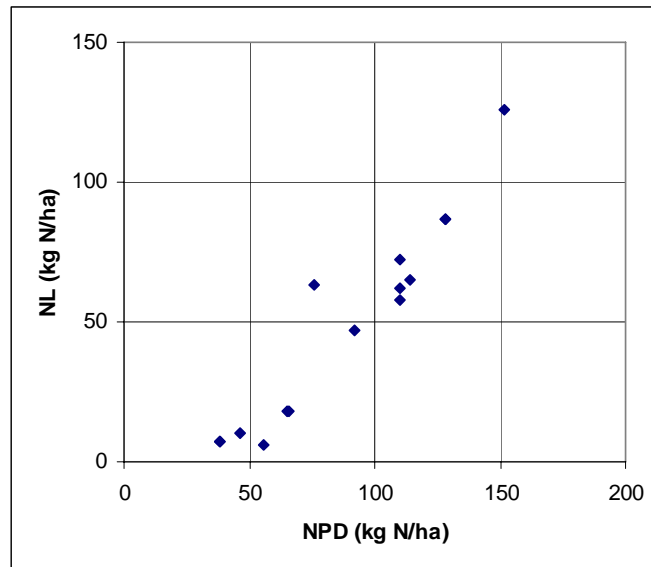


Figura 5.6 Nitrógeno lixiviado (NL) versus nitrógeno potencialmente disponible.

Se observa que a mayor NPD existe mayor NL, si embargo que los puntos no se encuentren alineados se debe a que la volatilización no es igual para todos los purines.

La volatilización máxima, en este caso ya que no hay incorporación de los purines, fue estimada para el programa de mediciones en campo para los purines sólidos y para los lodos se supuso el mismo patrón. Para los purines líquidos dentro de un rango se ajustó con el contenido de materia seca.

5.4 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DNDC

Para ver como se ven afectados los resultados según los cambios en los datos de entrada del programa, se realizó el análisis de sensibilidad que se presenta a continuación. Debido a la gran cantidad de datos de entrada de DNDC, se estudiará la sensibilidad del programa sólo a los siguientes parámetros:

1. Contenido inicial de NO_3
2. Tipo de cultivo
3. Tasa de aplicación de nitrógeno
4. Precipitaciones totales
5. Tipo de suelo
6. Densidad del suelo

5.4.1 Análisis para el contenido inicial de NO_3 en el suelo.

Para analizar como varían los resultados del programa DNDC, es decir las salidas de N del sistema con el contenido inicial de NO_3 en la superficie del suelo (0 -5 cm), se realizó una prueba para un suelo de arena, con una densidad de $1,65 \text{ gr/cm}^3$, un pH 6, sin cultivo, con un clima con precipitaciones anuales igual a 1075 mm y con cuatro tasas de aplicación diferentes 0, 60, 120 y

240 kg N/ha de purín de animal líquido. El contenido inicial de NO₃ en la superficie del suelo se varió entre 0,005 y 80 mg N/kg.

En la Figura 5.7 se presentan los gráficos con los resultados de las diferentes salidas de N, para las cuatro tasas de aplicación.

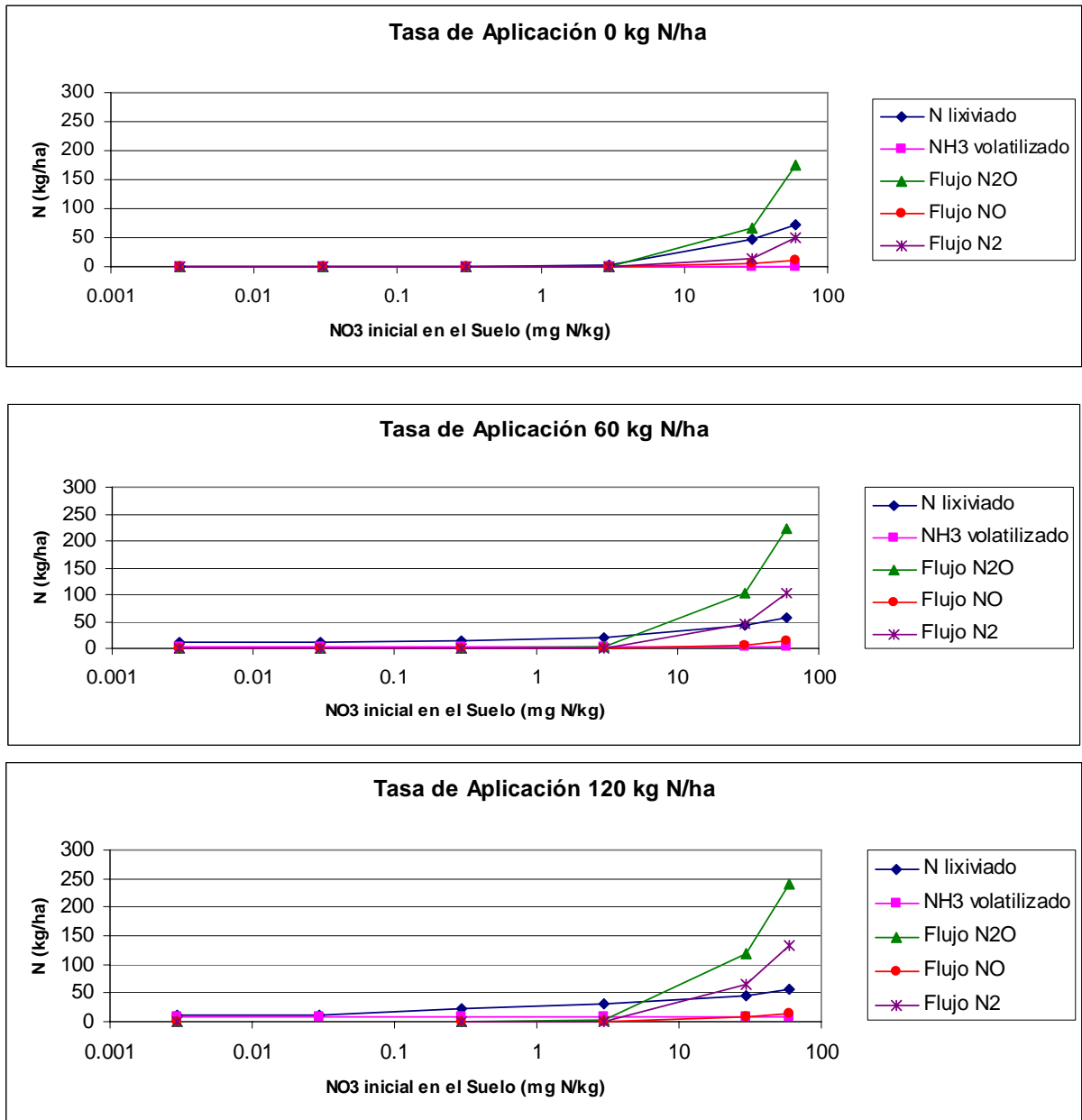


Figura 5.7 Salida de N versus tasa de Aplicación de N.

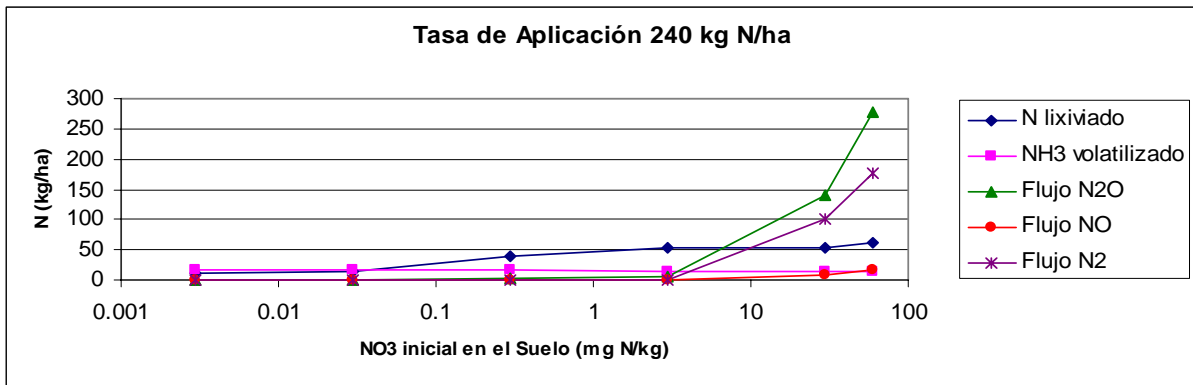


Figura 5.7 Salida de N versus tasa de Aplicación de N.
(Continuación)

De los gráficos de la Figura 5.7 se observa que el N lixiviado comienza a aumentar y se separa de las otras salidas primero, pero luego se mantiene y es superado por el flujo de N₂O y N₂. Del primer gráfico de la Figura 5.7 se puede apreciar que no hay salidas de N hasta prácticamente hasta los 3 mg/kg de NO₃ inicial en el suelo, de no aplicar purín. En el resto de los gráficos se ve que al ir aumentando la tasa comienzan a adelantarse las salidas de N, en especial la lixiviación.

De la comparación entre los gráfico de la Figura 5.7 se ve que la curva de flujo de N₂ se va a levantando hacia la de flujo de N₂O con el aumento de la tasa.

De esto se concluye que a bajos contenidos de NO₃ en el suelo, menores a 3 mg/kg, el aumento de la tasa de aplicación provoca un aumento importante en la lixiviación, sin embargo a altos niveles de NO₃ en el suelo, más de 3 mg/kg, aumentos en la tasa no provocan grandes cambios.

Para ejemplificar mejor este hecho a continuación se presenta un gráfico de la lixiviación de N para el distinto rango de NO₃ inicial, en las cuatro tasas de aplicación.

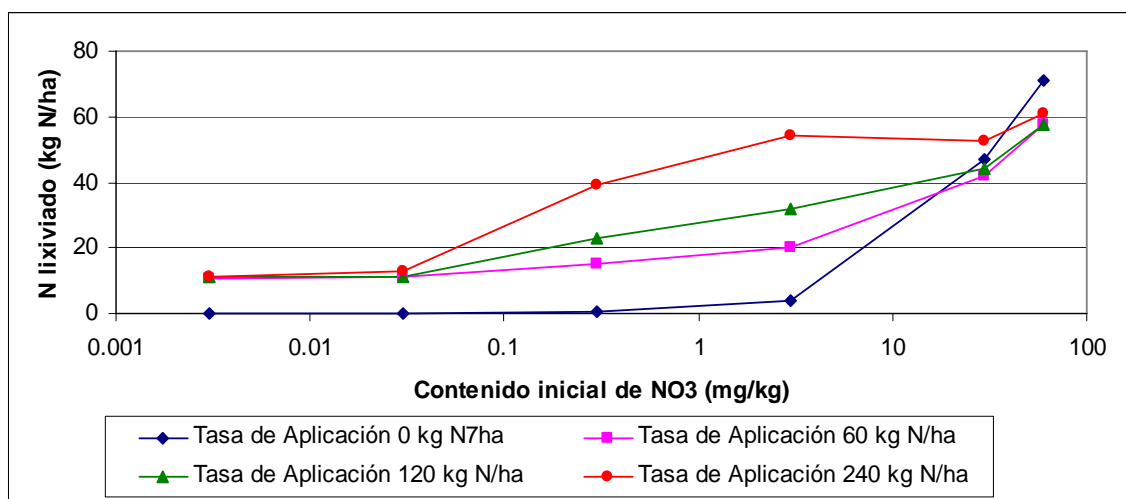


Figura 5.8 N lixiviado versus Contenido inicial de NO₃ en el suelo.

Se puede ver en la Figura 5.8 que la relación entre el N lixiviado y el contenido inicial de NO₃ en la superficie del suelo presenta comportamientos distintos según la tasa de N que se aplique al suelo. Mientras para cero aplicación la lixiviación es creciente y mantiene una forma convexa en

todo el rango de NO_3 , con el aumento de la aplicación, la curva se vuelve cada vez mas plana hasta inflexiones en el caso de la aplicación de 240 kg N/ha.

De la Figura 5.8 se observa además que para valores menores a 0,03 mg/kg de NO_3 la lixiviación nula en el caso de no haber aplicación y casi constantes e igual a 10 para las diferentes tasas. Luego para valores medios de NO_3 en el suelo, entre 0,03 y 30 mg/kg las curvas están ordenadas según la tasa, es decir es mayor a mayor tasa lixiviación, pero este orden se pierde en los 60 mg/kg de NO_3 , donde la mayor lixiviación ocurre en la situación sin aplicación, seguida por las otras tres tasas que tienen una lixiviación muy similar entre ellas.

En la Figura 5.9 se muestra un gráfico con la suma de las salidas versus el contenido inicial de NO_3 .

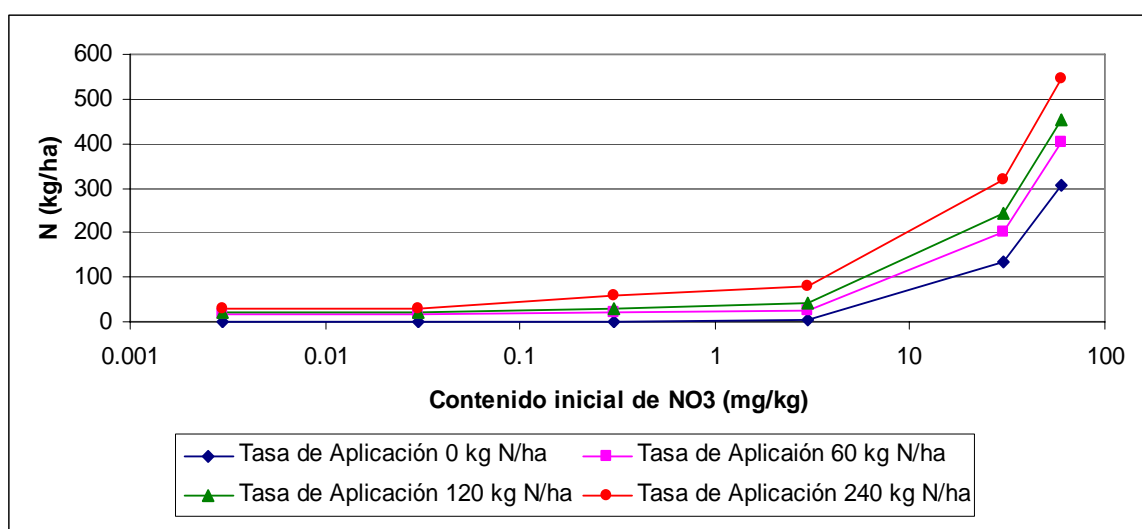


Figura 5.9 Suma de salidas de N versus Contenido inicial de NO_3 en el suelo.

Del gráfico se puede ver que la relación entre la suma de las salidas y el CIN es directo, es decir mientras mayor CIN mayor N lixiviado, además mientras mayor es la tasa de aplicación mas pronunciado es el crecimiento de las salidas de N.

De este gráfico y los anteriores se puede ver que la inversión en el orden de las curvas de lixiviación de las diferentes tasas puede ser explicado por el aumento significativo del flujo de N_2 con el aumento de las tasas, que se observa en los cuatro primeros gráficos de este punto, en el lado derecho correspondiente a los altos niveles de NO_3 en el suelo. Esto significa que al aumentar el contenido inicial de NO_3 aumentan las salidas de N del sistema, pero con el aumento de las tasas el flujo de N_2 comienza a tener mayor importancia que la lixiviación.

5.4.2 Análisis para los distintos tipos de cultivos

Para analizar como varían los resultados del programa con los distintos tipos de cultivo, se realizó una prueba con los mismos parámetros de entrada que en el caso del análisis para contenido inicial de NO_3 , con la tasa de aplicación de 75 kg N/ha y con un contenido inicial de NO_3 de 15 mg N/kg.

En la Figura 5.10 se presentan las entradas y salida de N del sistema suelo planta, para el caso sin cultivo y con cultivo de maíz.

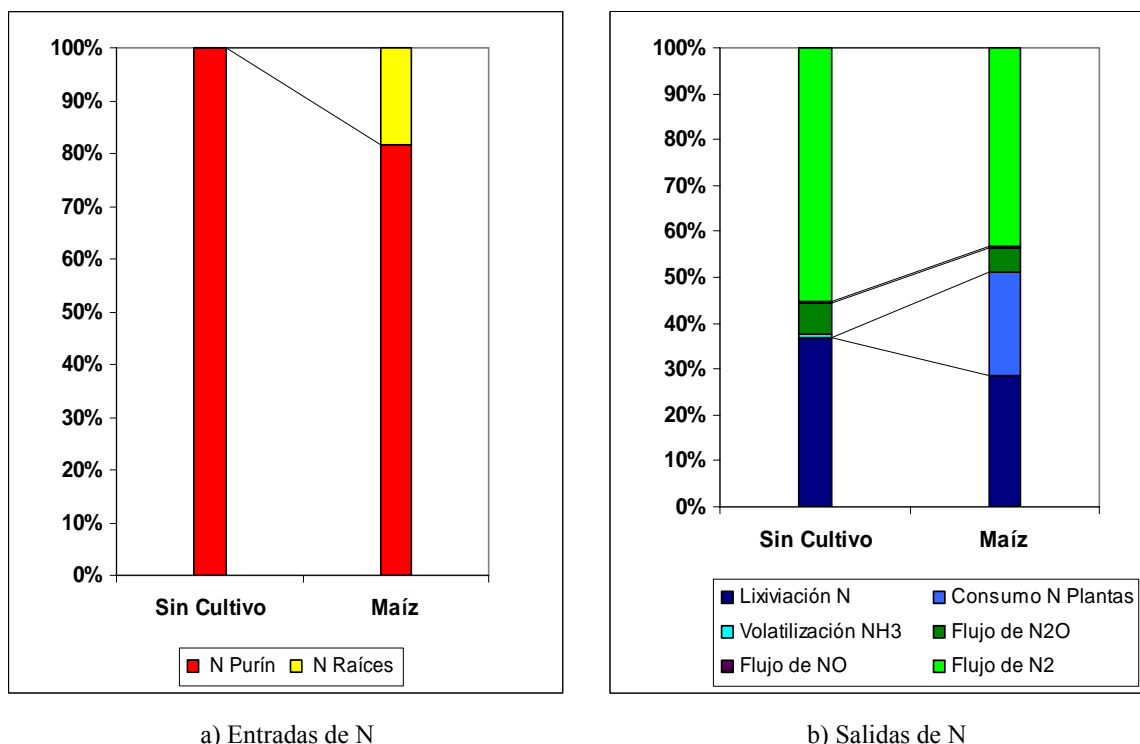


Figura 5.10 Entradas y salidas de N al sistema sin cultivo y con cultivo de maíz.

De la Figura 5.10 se observa que el sistema con cultivo de maíz además de la entrada por aplicación de purín tiene una entrada cercana al 80% de aporte de N de las raíces. En las salidas se observa que el porcentaje de lixiviación de N es mayor en el caso sin cultivo, 38% aproximadamente, ya que en este no hay consumo de las plantas, en el caso del cultivo de maíz, el consumo de las plantas es de alrededor de un 22% de la salida de N del sistema y la lixiviación un 28%. La volatilización resulta muy pequeña y el flujo de N_2O es de alrededor de un 7 % en ambos casos. El flujo de N_2 que corresponde a la salida de N producto de la desnitrificación es de un 55% para el caso sin cultivo y de un 45% para el caso de cultivo de maíz.

De esta comparación se puede apreciar que debido al consumo del cultivo de maíz la lixiviación se redujo en un 7% aproximadamente, que corresponde a 4,4 kg N/ha. No se debe olvidar que el consumo de nitrógeno del cultivo y la disminución de la lixiviación de nitratos no sólo está condicionado por el tipo de cultivo sino también por las condiciones como el suelo, el clima, el riego, la cantidad de nitrógeno disponible para las plantas, etc. que condicionan el porcentaje de nitrógeno consumido de las plantas de la demanda máxima de estas.

Para comparar lo que pasa para otros cultivos, en la Figura 5.11 se presentan las entradas y salidas de N del sistema para distintos cultivos.

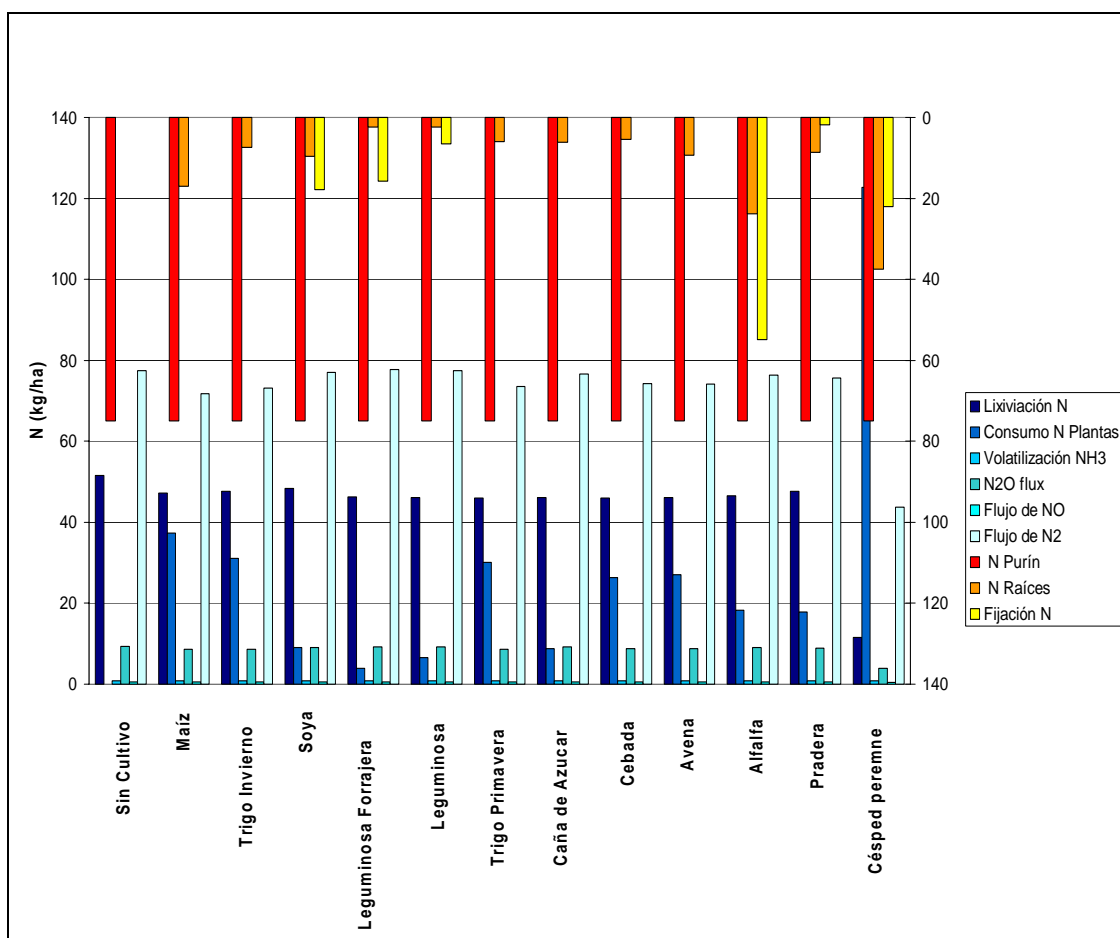


Figura 5.11 Entradas y salidas de N para los distintos sistemas.

De las entradas al sistema, se puede observar que la entrada de N por las raíces de las plantas es muy variable según el tipo de cultivo, pero a pesar de esto resulta en la mayoría de los casos muy pequeña en comparación a la entrada por aplicación de estiércol, con excepción de cultivo de maíz, alfalfa y césped perenne donde esta entrada cobra mayor importancia. Otro punto es la entrada de N por fijación, proceso que ocurre sólo en cultivos, estos son: alfalfa, césped perenne, soya, legumbre forrajera, legumbre y césped, en orden descendente. En la alfalfa esta entrada es de gran importancia alrededor de 50 kg N/ha.

De las salidas del sistema, se observa que el consumo de N de las plantas es sumamente variable, según el tipo de cultivo, la lixiviación de N es muy parecida para todos los cultivos, la volatilización del NH₃ es mínima para todos los cultivos, el flujo de N₂O es cercano a 9 (kg N/ha) en todos los cultivos excepto en el césped perenne, al igual que el flujo de NO que es 0,6 (kg N/ha) menos en el césped perenne en que es 0,4 (kg N/ha). El flujo de N₂ es de mucha mayor importancia que los anteriores, pero con la misma tendencia es relativamente constante para los distintos cultivos alrededor de 75 (kg N/ha), menos para el césped perenne en el que es menor, 43 (kg N/ha).

Las salidas del sistema son entonces en general muy parecidas entre los distintos cultivos con excepción del césped perenne, en el cual la extracción de las plantas es mucho mayor y esto afecta todas las otras salidas.

En la Tabla 5.4 se presentan los cultivos con sus respectivos consumos de N estimados y demanda de N dada por el programa.

Tabla 5.4 Cultivos, consumo y demanda de N.

Cultivo	N Consumido	Demanda N
	kg N /ha	kg N/ha
Césped Perenne	122,7	139
Maíz	37,3	194
Trigo Invierno	31,0	165
Trigo Primavera	30,1	93
Avena	27,0	148
Cebada	26,3	87
Alfalfa	18,3	483
Praderas	17,8	119
Soya	9,0	101
Caña de Azucar	8,8	182
Leguminosas	6,5	122
Leguminosas Forrajera	3,9	183

De los valores obtenidos de N consumido, se puede ver que el N consumido por el cultivo no está relacionado directamente con la demanda de N del cultivo. Se ha observado en diferentes estudios que el consumo de N de las plantas está relacionado de diversas formas con distintos factores, algunos de estos factores son la humedad disponible, tipo de suelo, disponibilidad de otros nutrientes, temperatura, precipitaciones, riego, etc. Estos factores inciden en la diferencia entre la demanda de N y el N consumido. Por esto a la hora de elegir un cultivo apropiado para los terrenos donde se aplican purines se deben tener en cuenta todos estos factores, y luego tomar una decisión.

De la tabla se observa que las leguminosas son las que consumen menos N del suelo, esto concuerda con lo esperado ya que las leguminosas tienen una alta fijación a través de la cual obtienen la mayor parte del N que necesitan.

5.4.3 Análisis para la Tasa de Aplicación de N

Para estudiar como varían las salidas del programa con la tasa de aplicación de N, se realizó un análisis con diferentes tasas de aplicación de estiércol del tipo 4, que corresponde a estiércol líquido de animal, que van desde 0 a 400 kg N/ha. Para esto se corrió el programa para un año, con un suelo tipo arena, con una densidad de 1,65 gr/cm³, y un pH 6, con el clima 12, que corresponde a las medias mensuales de Santiago y con una precipitación total de 1075 mm, con lo que se esperaba dar una mayor importancia a la lixiviación como salida del nitrógeno, y un contenido inicial de NO₃ de 3 mg/kg, para que las salidas de N se debieran a la aplicación y no al contenido en el suelo. Se utilizó un suelo sin cultivo.

En la Figura 5.12 se muestran los resultados del programa.

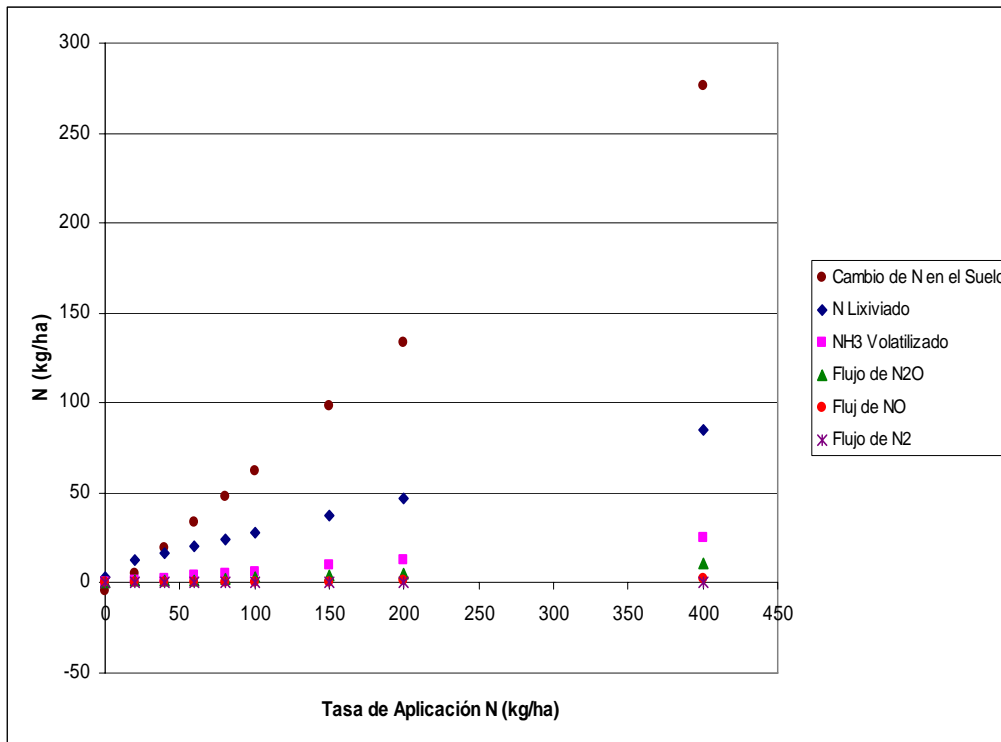


Figura 5.12 Salidas de N versus Tasa de Aplicación de N.

Del gráfico se observa que la relación entre todas las salidas de N del sistema y la tasa de aplicación de N es lineal, siendo la de mayor importancia la lixiviación. Se puede observar además que la suma de las salidas de N es mucho menor que la entrada de éste por la aplicación, por lo que la acumulación de N en el suelo tiene también una relación directa con la tasa de aplicación y es mucho mayor que las salidas de N por las diferentes vías.

5.4.4 Análisis para la Precipitación Total Anual

Para analizar como varían las salidas de N del sistema con las precipitaciones totales, se corrió el programa para distintos climas, en los que variaban las precipitaciones totales desde 0 hasta 1700 mm. Las condiciones iniciales correspondieron ha un pH 6, un contenido de NH_3 de 3 mg/kg y una aplicación de estiércol tipo 4, que corresponde a estiércol líquido de animal, con una tasas de 200 kg N/ha. Esto se realizó para cada diferente tipo de suelo, como el programa pide como dato de entrada la densidad del suelo, se buscó un densidad habitual para cada suelo, que fue introducida al programa. En la Figura 5.13 se pueden apreciar los resultados obtenidos.

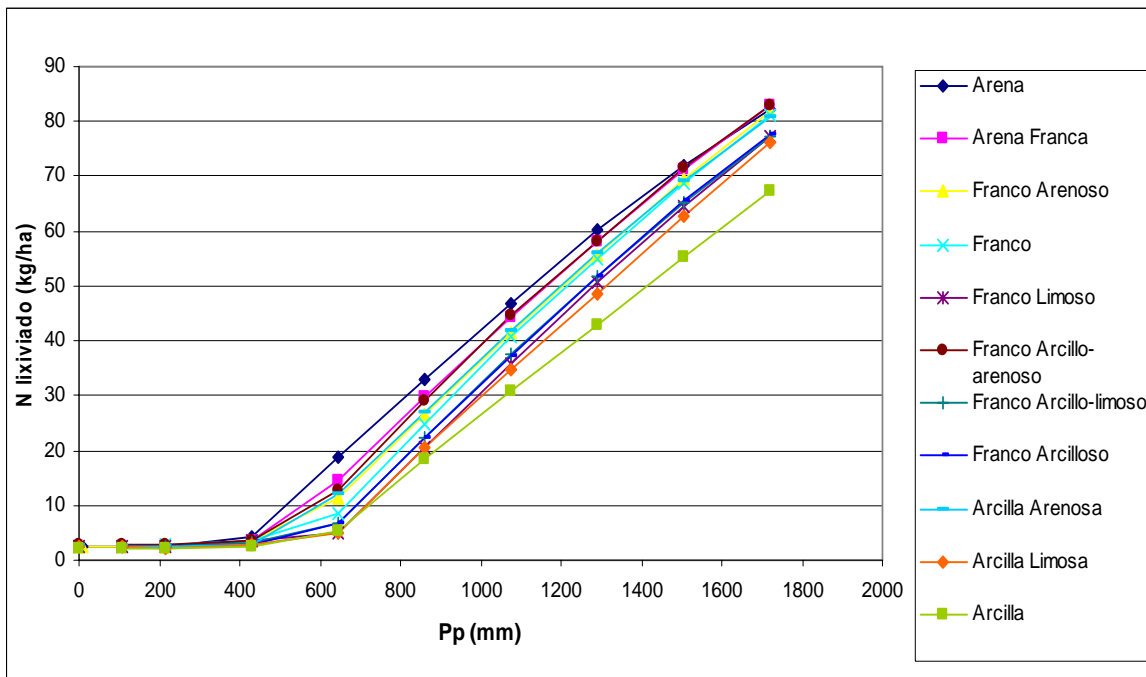


Figura 5.13 N lixiviado versus precipitaciones.

De la Figura 5.13 se observa que la precipitación esta directamente relacionada con el N lixiviado, para los distintos suelos, en forma prácticamente lineal hasta los 2000 mm de precipitación. Sin embargo la pendiente de la recta que define esta relación difiere entre cada suelo, es decir para algunos suelos la importancia que tienen las precipitaciones totales anuales es mayor que para otros.

Se puede observar además que hasta los 450 mm aproximadamente la lixiviación de nitrógeno se mantiene constante alrededor de 2,5 kg/ha para todos los suelos, y a partir de esta el N lixiviado comienza a aumentar linealmente con las precipitaciones, indefinidamente. Para comprobar si la lixiviación tiende a algún límite, se realizaron pruebas con el programa para precipitaciones hasta 17200 mm, para el suelo de arena en las mismas condiciones anteriores. A continuación en la Figura 5.14 se presenta los resultados de esta prueba.

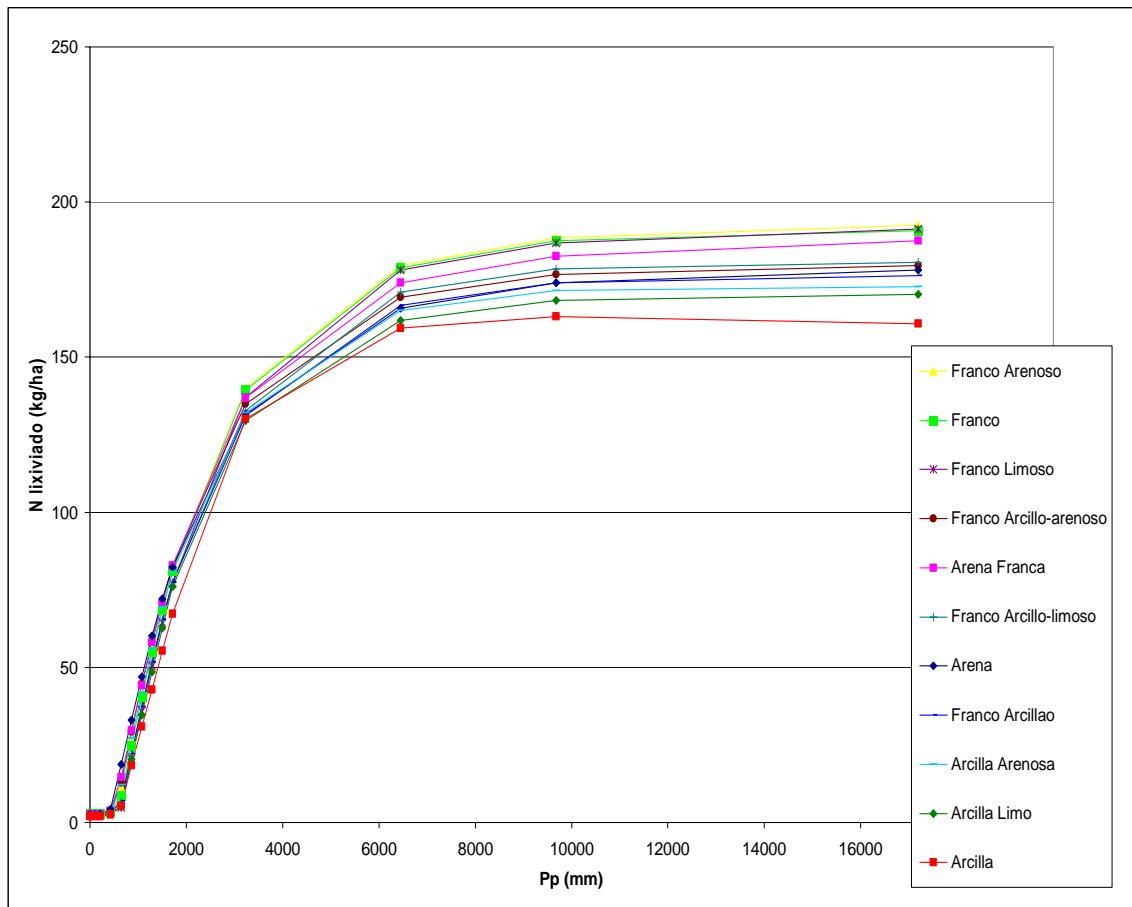


Figura 5.14 N lixiviado versus precipitaciones para los distintos suelos.

De la Figura 5.14 se puede ver que después de los 2.000 mm, la relación entre las precipitaciones y el N lixiviado deja de ser lineal, para todos los suelos y alrededor de los 10.000 mm comienza a tender a un límite entre 160 y 180 kg N/ha, que corresponde entre un 80% y 90% de la aplicación de N del purín.

Para comparar la diferencia entre las distintas salidas del N, en la Figura 5.15 se muestran las distintas salidas para un rango de precipitaciones, para el tipo de suelo, arena.

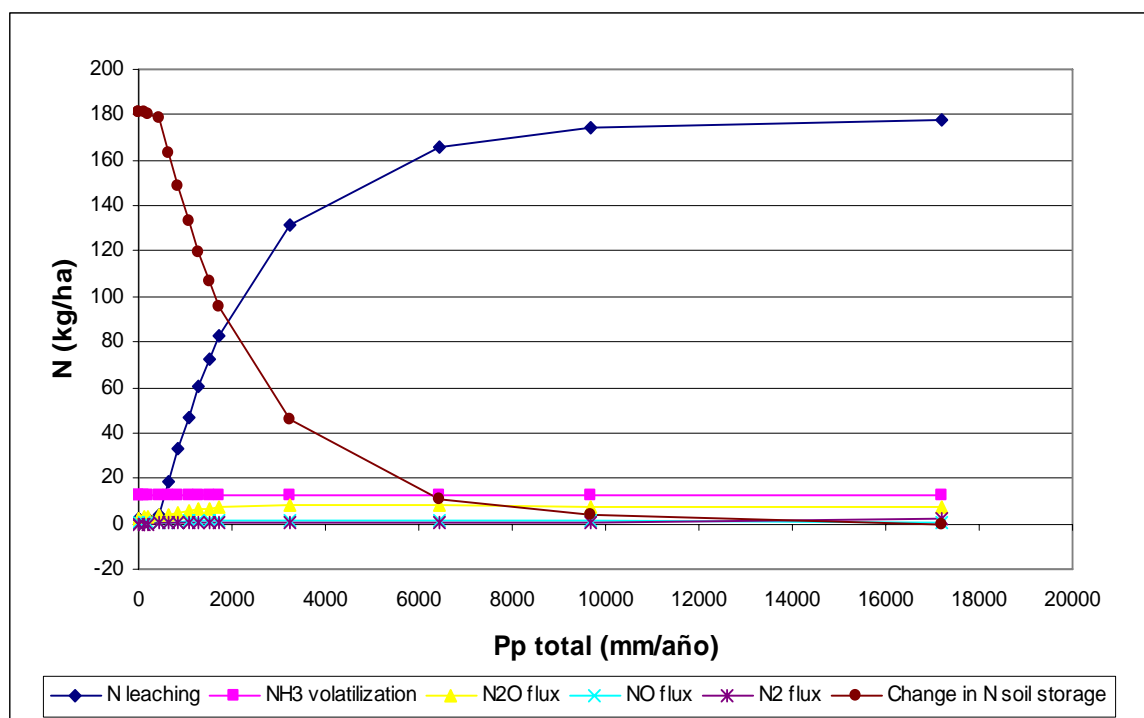


Figura 5.15 Salidas N versus precipitación para arena.

Las otras salidas de N del sistema, son mucho menores. La volatilización de NH_3 se mantiene constante en 12,7 kg N/ha para todo el rango de precipitaciones, el flujo de N_2O , es siempre menor que la volatilización con un aumento gradual con las precipitaciones hasta los 1700 mm aproximadamente, desde los que se mantiene constante. El flujo de NO y de N_2 son extremadamente pequeños y se mantienen prácticamente constantes durante todo el rango. Es decir, de estas cuatro salidas sólo el flujo de N_2O se ve afectado en un principio por la cantidad de precipitación, mientras las otras tres son totalmente independientes de éstas.

Para tener una mejor comprensión de como afecta la tasa de aplicación y de cuanto es lixiviado en relación a las precipitaciones, se realizó una prueba para un rango de precipitaciones entre 0 y 17.200 mm, para seis tasas de aplicación diferentes, en un suelo de arena, con un pH 6, y un contenido inicial de NO_3 en el suelo de 0,3 mg/kg, para minimizar la influencia del N en el suelo, y que la lixiviación sea principalmente producto de la aplicación. La Figura 5.16 muestra los resultados de esta prueba.

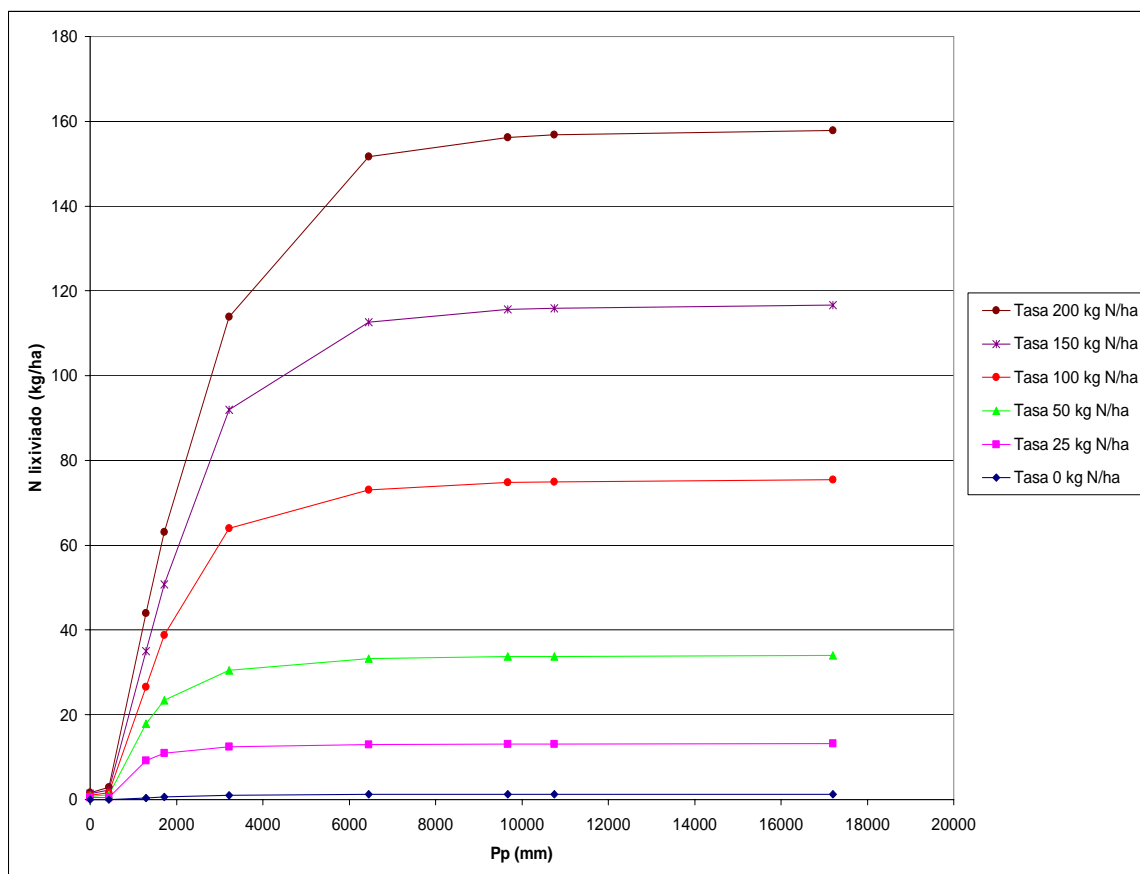


Figura 5.16 N lixiviado versus precipitaciones, para distintas tasas de aplicación de N.

De la Figura 5.16 se observa que para precipitaciones bajas, según cada tasa, la relación entre precipitación y N lixiviado es lineal, pero a partir de diferentes valores de precipitaciones la lixiviación de N comienza a tender a un máximo, que corresponde al máximo de lixiviación que puede ocurrir con cada tasa de aplicación. Esto concuerda con el comportamiento esperado en los suelo, ya que la lixiviación ésta limitada principalmente por la aplicación de N en el suelo.

En la Figura 5.17 se presenta la relación del porcentaje de N lixiviado máximo con respecto a la tasa de aplicación de N, de los resultados del gráfico anterior.

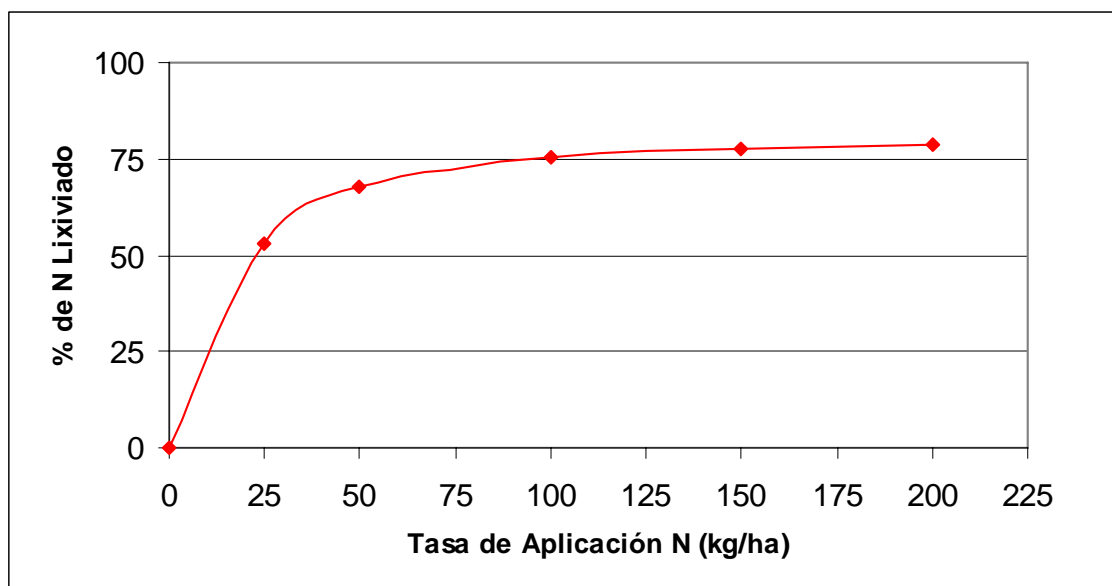


Figura 5.17 Tasa de aplicación de N versus porcentaje de N Lixiviado.

Se puede observar que el porcentaje de N lixiviado máximo va aumentando con la tasa de aplicación, y que éste se comienza a estancar pasados los 100 kg/ha de aplicación de N. Es decir a bajas tasas, el máximo de N que se puede lixiviar está mucho más fuertemente ligado a la tasa de aplicación que para altas tasas, donde el máximo de N lixiviado no cambiará mucho al aumentar la tasa.

5.4.5 Análisis para los Suelos

Para el análisis de la sensibilidad de las salidas de N del sistema debido al tipo de suelos, se vuelve a observar el gráfico anteriormente presentado, de N lixiviado vs. precipitaciones para los distintos tipos de suelos. De este gráfico se puede ver que el orden de las curvas para cada suelo no se mantiene a lo largo de las distintas precipitaciones. Del gráfico se observa además que la diferencia de N lixiviado entre tipos de suelo se va incrementando al aumentar las precipitaciones. A los 600 mm, la diferencia entre el suelo que más lixivía (arena) y el que menos lixivía (arcilla) es de 12,7 kg N/ha, a los 1.700 mm, la lixiviación de N de la arena se acerca a los otros suelos y la diferencia con el que menos lixivía (arcilla) es de 15 kg N/ha, esta diferencia aumenta hasta llegar a 18 kg N/ha a los 17.200 mm, entre el suelo que más lixivía en este caso el Franco Arenoso y el que menos (arcilla).

En la Figura 5.18 se presenta un gráfico con las distintas salidas del sistema para el caso de precipitación igual a 1.075 mm.

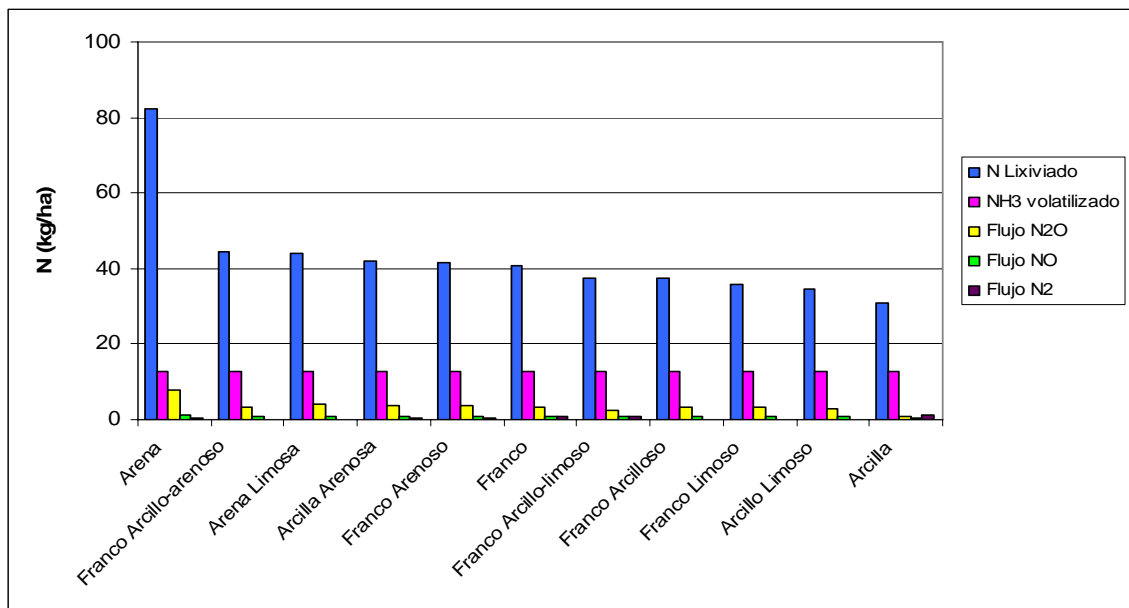


Figura 5.18 Salidas de N del sistema por tipo de suelo.

Respecto a las otras salidas de N del sistema, se observa que la volatilización se mantiene constante, el flujo de N_2O disminuye junto con la lixiviación y por último el flujo de NO y de N_2 resultan mínimos al lado de las otras salidas de N para todos los suelos. Que el flujo de N_2 sea mínimo para todos los suelos significa que ocurre muy poca desnitrificación, lo que se puede deber a las altas precipitaciones que lixivian la mayor parte de los nitratos. La desnitrificación tiene un ambiente más propicio en los suelos más finos o con menor drenaje por lo que era de esperar que aumentara en los suelos que se encuentran hacia la izquierda del gráfico. Sin embargo sólo se observa un aumento en la arcilla.

Como se vio en capítulos anteriores, un factor importante en la lixiviación del N es el drenaje del suelo, el que depende lógicamente del tipo de suelo. En la Figura 5.19 se muestra como varía el drenaje en los distintos tipos de suelo para las distintas precipitaciones.

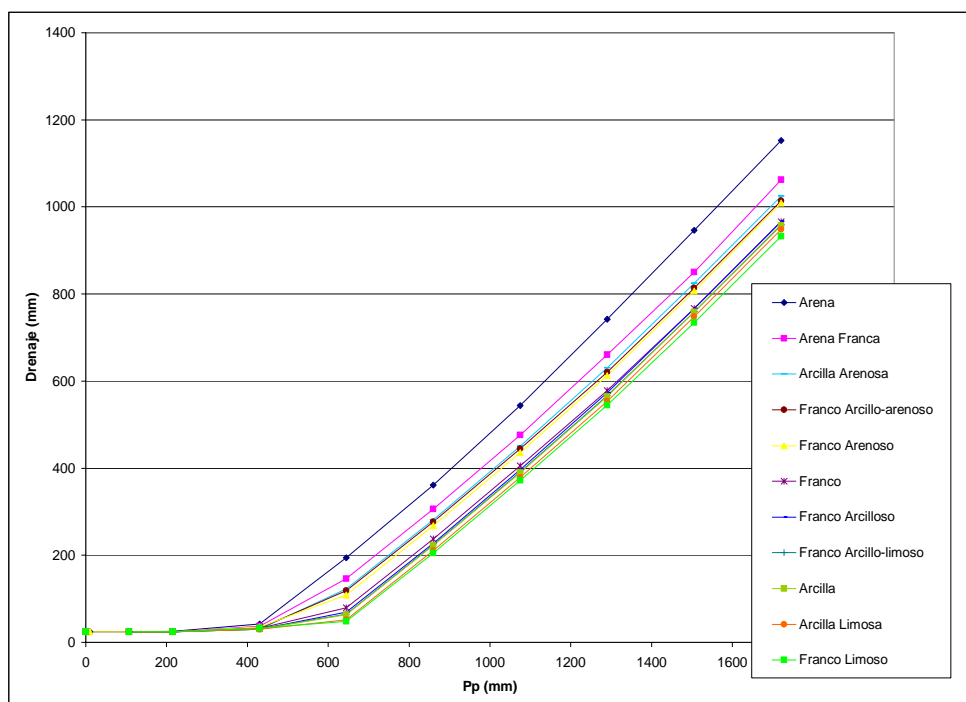


Figura 5.19 Drenaje versus precipitación.

Según la Figura 5.19 la percolación es constante e igual a 25 mm para todos los suelos hasta los 450 mm aproximadamente, a partir de los cuales la lixiviación comienza a aumentar. El orden de los suelos de mayor a menor lixiviación es el siguiente: Arena, Arena Franca, en el tercer lugar muy cercanos unos de otros, Arcilla Arenosa, Franco Arcillo-arenoso y Franco Arenoso, y en el cuarto también muy cercanos entre si Franco Arcilloso, Franco, Franco Arcillo-limoso, Arcilla, Arcilla Limosa, Franco Limoso. Este orden no coincide exactamente con el orden en la lixiviación de N, pero a grandes rasgos es posible decir que sigue el mismo patrón de izquierda a derecha de suelos más gruesos a más finos.

A continuación se presenta la Tabla 5.5 con las características de cada suelo dadas por el programa, % de arcilla, conductividad hidráulica y porosidad, además del orden que en general tienen los suelos de gruesos a finos y la densidad dada como dato de entrada de los suelos.

Tabla 5.5 Características de cada suelo.

Suelo	Arcilla %	Cond. Hid. (m/hr)	Porosidad %	Orden de Grueso a Fino	Densidad (gr/cm ³)
Arena	0,03	0,6336	0,395	1	1,65
Arena Limosa	0,06	0,5628	0,411	2	1,60
Franco Arenoso	0,09	0,1248	0,435	3	1,55
Franco Limoso	0,14	0,0259	0,485	4	1,40
Franco	0,19	0,0250	0,451	5	1,45
Franco Arcillo-arenoso	0,27	0,0226	0,421	6	1,40
Franco Arcillo-limoso	0,34	0,0150	0,477	8	1,27
Franco Arcilloso	0,40	0,0088	0,476	7	1,32
Arcilla Arenosa	0,43	0,0078	0,426	9	1,32
Arcilla Limosa	0,49	0,0057	0,492	10	1,23
Arcilla	0,63	0,0046	0,482	11	1,25

Se ha visto anteriormente que la lixiviación está muy relacionada con el suelo y las características de éste, en especial con su permeabilidad y capacidad de retención, la que depende de la textura, estructura, contenido de materia orgánica y densidad del suelo. Se encuentra también relacionada con la cantidad de finos y la porosidad. Todas estas características se encuentran relacionadas entre sí, pero como se puede ver en la tabla, aunque en general se ordenan de la misma forma, existen diferencias entre ellas.

El orden de los suelos con respecto a las conductividades hidráulicas no corresponde al orden que tienen según el drenaje, en el gráfico presentado anteriormente. Esto implica que para el programa existen otros factores que influyen en el drenaje que combinados pueden resultar más importantes que la conductividad hidráulica.

5.4.6 Análisis para la Densidad del Suelo

El programa DNDC tiene como dato de entrada además del tipo de suelo, la densidad de éste, para analizar como varía la lixiviación de N con la densidad del suelo, se realizó un aprueba para un suelo franco arenoso, con un pH 6, con contenido inicial de NO_3 igual a 30 mg/kg, precipitaciones totales de 1075 mm y una aplicación de purín líquido de animal de 75 kg N/ha. Los resultados de la lixiviación de N y el drenaje de esta prueba se presentan en la Figura 5.20

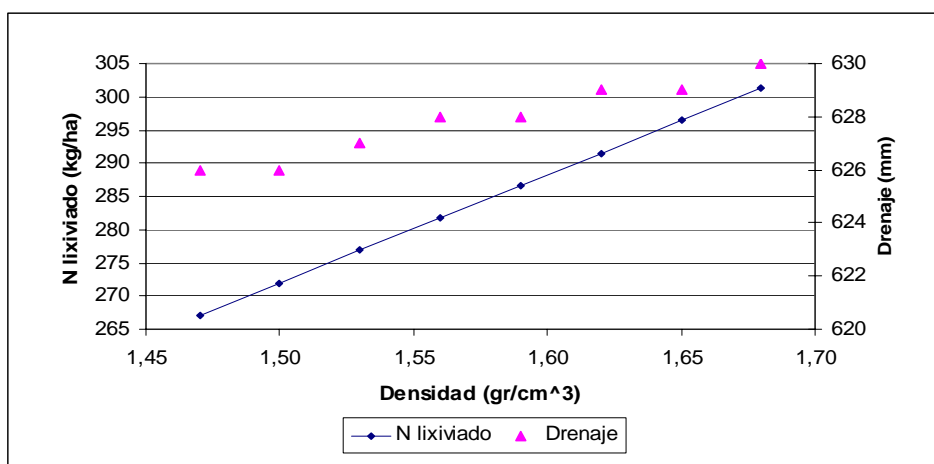


Figura 5.20 Densidad del Suelo versus N lixiviado, para un suelo franco arenoso.

La lixiviación de N tiene una relación lineal con la densidad del suelo, la diferencia de N lixiviado para los dos extremos de densidades para este tipo de suelo es de más de 30 kg N/ha. El drenaje está relacionado directamente con la densidad del suelo pero entre los dos extremos la diferencia de drenaje es mínima (4 mm), por lo que se puede concluir que el drenaje no cambia significativamente con la densidad dentro de un mismo suelo.

5.5 APLICACIÓN DE LOS MODELOS A TRES ESCENARIOS

Para evaluar la lixiviación de nitrógeno por la aplicación de purines de cerdo en diferentes condiciones extremas que pueden favorecer o minimizar la contaminación con nitratos de las aguas subterráneas, se seleccionaron tres escenarios distintos en los que se aplicaron los dos modelos analizados en el punto anterior.

5.5.1 Caracterización de los tres escenarios

Los escenarios fueron elegidos con el fin de cubrir la situación más desfavorable, intermedia y más favorable a la lixiviación de nitratos y, por tanto, a la contaminación del acuífero. Para esto se tomaron en cuenta tres factores: el tipo de suelo, las precipitaciones anuales y la tasa de aplicación de nitrógeno. Estos tres factores según el análisis de sensibilidad realizado en los dos programas e información reunida en los capítulos anteriores permitieron la siguiente selección.

Para los tipos de suelo, la textura más favorable a la lixiviación la arena, como una textura intermedia el suelo franco limoso y como una de las más desfavorables la arcilla limosa.

Las precipitaciones mientras mayores más favorecen a la lixiviación, por lo que dentro de las regiones donde tiene impacto el proyecto “Desarrollo de Tecnologías para Generar Soluciones Integradas de tratamiento y abatimiento del Nitrógeno de purines de Cerdo” que corresponden a las regiones V, VI, VII, VIII, IX y RM se buscó un lugar con una precipitación anual alta, que no se encontrara en terrenos demasiados elevados donde resultaría imposible la crianza de cerdo, un lugar con una precipitación anual intermedia y un lugar con una precipitación anual baja. Utilizando los mapas de isoyetas para las distintas regiones de Chile del “Balance hídrico de Chile”, 1937 y el mapa de isoyetas el estudio realizado por la DGA, “Modelo de Simulación Hidrológico Operacional, cuencas de los Ríos Maipo y Mapocho, 2000, y las precipitaciones anuales promedio de las distintas estaciones, se seleccionaron tres estaciones: Como precipitación anual alta la estación Los Laureles en la IX Región, con 2128 mm anuales promedio, como precipitación intermedia la estación Quella en la VI Región, con 752 mm anuales promedio y como precipitación anual baja la estación Embalse Rungue en la Región Metropolitana, con 300 mm anuales promedio.

Como para correr el programa DNDC son necesarias las precipitaciones diarias, se buscó para cada estación un año en que las precipitaciones anuales fueran cercanas a las precipitaciones anuales promedio para utilizarlas como dato de entrada. Estos correspondieron a en la estación Los Laureles el año 2003 con 2.159 mm, en la estación Quella el año 2000 con 453 mm y en la estación Embalse Rungue el año 1999 con 282 mm.

Mientras mayor sea las tasas de aplicación mayor será la lixiviación de nitratos, por lo que se seleccionaron de las tasas obtenidas en la caracterización de purines en el Capítulo II, de los datos entregados por el estudio realizado por el INIA, en los que se caracterizaban 4 planteles porcinos, tres tasas de aplicación correspondientes a la más alta, intermedia y baja. Redondeando estos valores se seleccionó como la tasa de aplicación más alta 5.800 kg N/ha al año, la tasa intermedia, 2.900 kg N/ha al año y la mas baja 120 kg N/ha.

A continuación se presentan los tres escenarios a estudiar, donde el escenario 1 corresponde al más favorable, el escenario 2 al intermedio y el escenario 3 al más desfavorable a la lixiviación.

Escenario 1:

Suelo: Arena

Pp 2.159 mm anuales (Estación Los Laureles , IX Región)

Tasa de Aplicación: 5.800

Escenario 2:

Suelo: Franco Limoso

Pp 753 mm anuales (Estación Quella, VI Región)
Tasa de Aplicación: 2.900

Escenario 3:

Suelo: Arcilla Limosa

Pp 281 mm anuales (Estación Embalse Rungue, Región Metropolitana)

Tasa de Aplicación: 120

Se corrió el programa DNDC para estos tres escenarios, para un suelo sin cultivo, con una concentración inicial de NO₃ en la superficie del suelo de 0,3 (mg N/kg), que es un contenido de nitrato bajo para que no influya en la lixiviación, y un pH de 7, representando una situación neutra en el suelo. Los resultados para los tres escenarios se presentan en la Tabla 5.6.

Tabla 5.6 Resultados del programa DNDC para los tres escenarios

Escenario	1	2	3
Tasa (kg N/ha)	5.800	2.900	120
N lixiviado (kg N/ha)	2.611,8	318,8	0,9
NH ₄ volatilizado (kg N/ha)	369,1	186,4	8,0
Flujo N ₂ O (kg N/ha)	92,5	42,1	0,0
Flujo NO (kg N/ha)	23,4	11,0	0,0
Flujo N ₂ (kg N/ha)	0,1	0,0	0,0
Cambio de N en el suelo (kg N/ha)	2.703,1	2.341,7	111,1
Agua percolada (mm)	1.622	317	31

De la Tabla 5.6 se puede observar que en el escenario 1, la lixiviación de nitratos bajo los 90 cm de profundidad es muy alta, llegando a un 45% del nitrógeno aplicado, con este valor se puede ver claramente que las altas tasas de aplicación que se utilizan en Chile en un escenario propicio para la lixiviación de nitratos puede provocar esta alta tasa de lixiviación que puede llegar al acuífero y con el paso de los años aumentar la concentración de las aguas subterráneas a niveles que la vuelvan inutilizable directamente como agua potable.

El escenario 2 muestra una lixiviación de 318,8 kg N/ha que corresponde a un 11% del nitrógeno aplicado, en este resultado se muestra la importancia de los factores como el suelo y las precipitaciones, ya que aunque la tasa es aproximadamente la mitad de la del escenario 1, la lixiviación corresponde a un octavo de la lixiviación en el escenario 1. Es de tomar en cuenta que aunque la lixiviación es mucho menor en comparación al primer caso, es alta para tratarse de un caso que representa una situación media. De ser en Chile los planteles con estas condiciones, el nitrato que lixiviado constantemente a través de los años llegaría contaminar el acuífero.

El escenario 3 presenta una lixiviación mucho menor de 0,9 kg N/ha, que corresponde al 0,8% de la aplicación de nitrógeno, este valor tan bajo se debe tanto a la baja tasa de aplicación así como a el suelo y las precipitaciones del escenario. Mientras la tasa corresponde un 4% de la tasa en el escenario 1, la lixiviación corresponde solo al 0,3%, por lo tanto el factor suelo y precipitación tienen una alta influencia en la tasa de lixiviación. Con este valor se puede apreciar que en las condiciones adecuadas y con una tasa de aplicación razonable, que se encuentra dentro de los límites internacionales, la lixiviación de nitrógeno puede resultar mínima, no poniendo en riesgo al acuífero aún sin cultivos en el suelo.

Para la aplicación del programa MANNER a los tres escenarios, primero se compararon los parámetros de los residuos sólidos y líquidos de los tres planteles caracterizados en el Capítulo II, con los parámetros de los distintos tipos de purín del programa, para seleccionar los más adecuados, es decir los que tengan un porcentaje de materia seca (MS), de N total y de NH₄ similar que permita una modelación apropiada, ya que la relación entre materia seca, N total y NH₄ está directamente relacionada con la cantidad de nitrato que se encontrará susceptible a lixiviar y por lo tanto a la cantidad de nitrato lixiviado.

En las Tablas 5.7 y 5.8 se presentan los parámetros de los residuos sólidos y líquidos de los cuatro planteles y su promedio.

Tabla 5.7 Residuos sólidos

Plantel	MS (%)	N total (kg/ton)	N-NO ₃ y N-NH ₄ (kg/ton)
1	25	6,8	3,8
2	25	6,7	3,6
3	25	8,0	2,8
4	25	9,6	5,4
Promedio	25	7,8	3,9

Tabla 5.8 Residuos líquidos

Plantel	MS (%)	N total (kg/ton)	N-NH ₄ (kg/ton)
1	0,8	2,2	1,0
2	0,6	0,7	0,5
3	0,7	1,4	0,8
4	1,4	0,8	0,5
Promedio	0,9	1,3	0,7

En la Tabla 5.9 se presentan las características de los distintos tipos de purines de MANNER.

Tabla 5.9 Tipos de purines de MANNER.

Tipo de Purín	M.S. (%)	N total (kg/t)	NH ₄ + Ac. Úrico (kg/t)
Cattle FYM – fresh	25,0	6,0	1,5
Cattle FYM –old	25,0	6,0	0,6
Pig FYM-fresh	25,0	7,0	1,8
Pig FYM-old	25,0	7,0	0,7
Layer manure	30,0	16,0	8,0
Broiler/Turkey litter	60,0	30,0	12,0
Dairy slurry	6,0	3,0	1,5
Beef slurry	6,0	2,3	1,2
Pig slurry	4,0	4,0	2,4
Separated slurry-strainer box (cattle)	1,5	1,5	1,1
Separated slurry-weeping wall (cattle)	3,0	2,0	1,4
Mechanically separated slurry (cattle)	4,0	3,0	1,5
Separated slurry soils (casttle)	15,0	5,0	1,0
Liquid digested sludge	4,0	2,0	1,2
Digested sludge cake	25,0	7,5	1,1

Fuente: Chambers, et al, 1999.

Comparando las Tablas 5.8 y 5.9, se puede ver que los residuos sólidos de los planteles tienen un porcentaje de materia seca y de N total similares, como era de esperar, con los estiércoles de corral de cerdo, fresco y viejo (“Pig FYM-fresh”, “Pig FYM-old”) y con el “Digested Sludge cake”. Como no se cuenta con mediciones del N-NH₄ en los residuos sólidos se supone que este sería parecido a los “Pig FYM”, y como no sabemos si el purín se aplica fresco o viejo, se supone un valor intermedio. Por estas razones se selecciona el purín “Digested Sludge cake” cuyo valor de NH₄ es intermedio y cuyo valor de N total es el más parecido a los residuos sólidos de los planteles.

Observando los valores en los residuos líquidos de los planteles y los de los purines en MANNER, se puede ver que el más similar corresponde a el “Separated slurry-strainer box”, que resulta lógico ya que los residuos líquidos han sido separados por un filtro prensa en los planteles. El porcentaje de materia seca es 0,9 en los RL y 1,5 en el “Separated slurry-strainer box”, y este corresponde a el mínimo porcentaje entre los tipos de purines de MANNER, el N total en kg N/t corresponde a 1,3 en los RL y a 1,5 en el “Separated slurry-strainer box”, el N-NH₄ en kg N/t en los RL corresponde a 0,7 y 1,1 en el “Separated slurry-strainer box”, el N total y el NH₄ tienen pequeñas diferencias por lo que es de esperar que los residuos líquidos estén apropiadamente modelados por el tipo de purín “Separated slurry-strainer box”, el que se utilizará para la modelación.

El programa Manner tiene un límite de aplicación para los diferentes purines de 100 kg/ha de purín, por esto con el tipo “Digested Sludge cake” se tiene un máximo de aplicación de nitrógeno de 750 kg N/ha y con el “Separated slurry-strainer box” se tiene un máximo de 150 kg N/ha, esto debido a las diferentes concentraciones o porcentajes de nitrógeno en cada purín. Por esta razón no se pueden calcular directamente con el programa los tres escenarios definidos anteriormente. Sin embargo, como se vio en el análisis de sensibilidad de MANNER la tasa de aplicación esta linealmente relacionada con la lixiviación de dejar los otros parámetros fijo, por lo que mediante esta recta encontrada para cada escenario se extenderá el cálculo desde la tasa máxima aceptada por MANNER a las definidas para cada escenario.

Para la aplicación del purín “Digested Sludge cake”, se calcula el escenario 3 directamente con el programa, y para el escenario 2 y 3 se calcula la lixiviación con la máxima tasa de aplicación que corresponde a 750 kg N/ha, los resultados se muestran en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10 Aplicación del programa al los escenarios 1, 2 y 3, para los residuos sólidos.

Escenario	1	2	3
Tasa Aplicación (kg N/ha)	750	750	120
NPD (kg N/ha)	174	174	28
NV (kg N/ha)	71	71	11
NL (kg N/ha)	39	39	2
ND (kg N/ha)	65	65	15

De la Tabla 5.10 se observa que los resultados para el escenario 1 y 2 son los mismos. Esto se debe que, como se observo en el análisis de sensibilidad para el programa, en la Figura 5.3. Nitrógeno lixiviado versus precipitaciones para distintos suelos, sobre un cierto valor de precipitaciones, superado en este caso en los dos escenarios, la lixiviación de nitratos tiende a un límite sin importar el tipo de suelo, por lo tanto el único factor que diferencia los escenarios 2 y 3 son las tasas de aplicación.

Mediante cálculos de la lixiviación para otras tasas de aplicación, define la recta que relaciona la tasa de aplicación con el nitrógeno lixiviado para estos dos escenarios, la que se presenta en (5.2).

$$NL = 0,0533 * NApl - 1 \quad (5.2)$$

Donde

NL: Nitrógeno lixiviado en (kg/ha)

NApl: Nitrógeno Aplicado en (kg/ha)

Con esta ecuación (5.2), se obtienen las lixiviaciones para los escenarios 1 y 2, que se presentan en la Tabla 5.11.

Tabla 5.11 Aplicación de MANNER a los tres escenarios, para los residuos sólidos.

Escenario	1	2	3
Tasa Aplicación (kg N/ha)	5.800	2.900	120
N Lixiviado (kg N/ha)	308	154	2

Para la aplicación MANNER a los tres escenarios al tipo de purín “Separated slurry-strainer box”, se utiliza el mismo procedimiento que en el caso anterior. En la Tabla 5.12 se presentan los resultados de los cálculos para los escenarios 1, 2 y 3.

Tabla 5.12 Aplicación del programa al los escenarios 1, 2 y 3, para los residuos líquidos.

Escenario	1	2	3
Tasa (kg N/ha)	150	150	120
NPD (kg N/ha)	114	114	91
NV (kg N/ha)	14	14	11
NL (kg N/ha)	94	94	18
ND (kg N/ha)	6	6	62

Con el mismo criterio anterior se obtiene la recta que relaciona a la tasa de aplicación de nitrógeno con el nitrógeno lixiviado, la que se presenta en (5.3).

$$NL = 0,62 * NApl + 1 \quad (5.3)$$

Donde

NL: Nitrógeno lixiviado en (kg/ha)

NApl: Nitrógeno Aplicado en (kg/ha)

Con esta ecuación se obtienen las lixiviaciones de nitrógeno para los tres escenarios que se presentan en la Tabla 5.13

Tabla 5.13 Aplicación de MANNER a los tres escenarios, para los residuos líquidos.

Escenario	1	2	3
Tasa Aplicación (kg N/ha)	5.800	2.900	120
N Lixiviado (kg N/ha)	3.597	1.799	18

De los resultados obtenidos en las Tablas 5.11 y 5.13 se observa la gran diferencia en la lixiviación según el tipo de residuo aplicado, observada en el análisis de sensibilidad de

MANNER para los tipos de purines. Para los residuos sólidos, aun en el escenario más crítico, la lixiviación corresponde a 308 que si bien es muy alta en comparación con la lixiviación de nitratos estimada para este mismo con los residuos líquidos es mucho menor, relación que se mantiene para los otros dos escenarios.

Analizando la situación para los residuos sólidos, de la Tabla 2.16 se observa que para tasas bajas de aplicación en escenarios que minimizan la contaminación del acuífero, la lixiviación de nitrógeno es muy pequeña y por lo tanto no representaría un riesgo para las aguas subterráneas. Sin embargo, al aumentar la aplicación como y encontrarse en condiciones ya más favorecedoras de la lixiviación, la lixiviación de nitrógeno aumenta, por lo que debiera de estudiarse la posible contaminación del acuífero.

Para los residuos líquidos la situación es mucho más crítica. Para el escenarios 3, la lixiviación de nitratos baja de 18 kg N/ha. No obstante, para el escenario 2 y 1 las tasas de lixiviación de nitrógeno son altísimas, de las cuales es casi seguro esperar una alta concentración de nitratos en las aguas subterráneas.

De los resultados obtenidos con MANNER es posible concluir que las tasas máximas de aplicación en Chile son muy altas y exceden por mucho las recomendaciones internacionales. De combinarse estas altas tasas y condiciones ambientales favorables para la lixiviación de nitratos, la tasa de lixiviación de nitratos bajo los 90 cm de profundidad estimada por MANNER para los residuos líquidos implica una segura incidencia en las concentraciones de nitrato en el acuífero. Por otra parte, aunque para los residuos sólidos a tasas altas y con condiciones que facilitan la lixiviación la tasa de lixiviación de nitratos debe de ser tomada en cuenta, debido al bajo porcentaje de N en la lixiviación con respecto al aplicado resulta óptima la aplicación de este residuo al suelo, el que actúa como un importante atenuador de la carga contaminante.

A continuación se presenta en la Figura 5.21, los tres resultados obtenidos para cada escenario, con los dos programas.

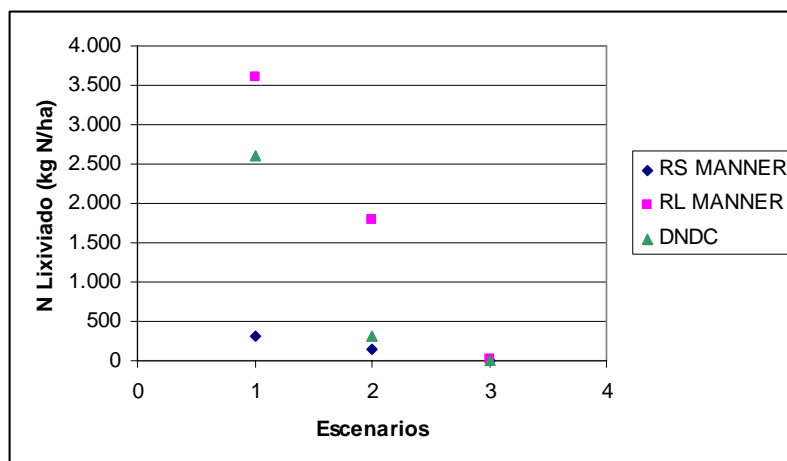


Figura 5.21 Comparación entre los tres resultados obtenidos para los tres escenarios.

Observando la Figura 5.21 se puede apreciar que los resultados obtenidos con DNDC, para el escenarios 1 se encuentra entre los dos obtenidos con MANNER, pero mas cercano a los RL, en el escenarios dos entre los dos resultados obtenidos por MANNER pero mas cercano a los RS y en el escenario tres muy similar a la lixiviación estimada por MANNER para los RS e inferior a

lo estimado para los RL. Por lo tanto los resultados de DNDC están entre los dos tipos de residuos, lo que resulta esperado ya que el programa esta calculando con un tipo de residuo promedio.

De estos resultados se concluye que a pesar de ser el DNDC un programa mas complejo y que modela más procesos y vías de salida del nitrógeno en el suelo, los resultados obtenidos no representan las características de los residuos en particular, por lo que resulta de más fácil y mejor resultados esperados la aplicación del programa MANNER.

CAPÍTULO 6:
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 CONCLUSIONES

De las experiencias realizadas con lixiviación de nitratos se concluye que los principales factores comunes en las diferentes situaciones corresponden a:

- La tasa de aplicación de N
- Los suelos
- Las precipitaciones
- La proporción de las distintas formas de N en el purín

Estos factores interactúan entre sí y sus resultados no se pueden desasociar. Además se concluyó la importancia que pueden tener en algunas condiciones la volatilización y la desnitrificación como vías de salida del N y su importancia en la disminución de los nitratos lixiviados.

Por otra parte, el índice de vulnerabilidad específico para el N desarrollado por Canter (ICN), define los factores más relevantes para la contaminación con nitratos del agua subterránea como la tasa de aplicación de N, la recarga al acuífero, el tipo de suelo y la profundidad del nivel freático. Estos han sido considerados como factores importantes en las experiencias realizadas, validando su utilización. Además su aplicación en diferentes zonas en EEUU, muestra que los valores obtenidos con el índice tienen una correlación con la concentración de nitratos en las aguas subterráneas, a pesar de la amplia dispersión obtenida.

De los resultados de la aplicación del índice de contaminación de Canter a la zona norte de Santiago, en la zona agrícola debido al riego con aguas servidas, se puede concluir que la contaminación de esta área no se debe a la actividad agrícola y riego con aguas con nitratos, ya que al comparar el mapa de los valores obtenidos del ICN y de la interpolación de las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas, es posible observar que los niveles más altos se encuentran en la zona urbana del área de estudio en el sureste mientras que el área correspondiente a zonas agrícolas se concentra en la parte surponiente del área de estudio.

No es posible por la extensión del área de estudio y los datos de concentraciones de nitratos realizar una comparación entre los distintos valores obtenidos por el ICN en la zona agrícola. Sin embargo si comparamos el valor promedio obtenido en esta zona con la línea de tendencia obtenida por Canter en la validación del índice, se observa una acertada correlación entre el puntaje obtenido y la esperada contaminación en el acuífero.

Para finalizar el ICN resulta una herramienta muy útil de aplicar para valorar la posible contaminación del agua subterránea, sin embargo se debe aplicar a gran escala para poder tener resultados comparativos.

De los análisis de sensibilidad realizados a los modelos MANNER y DNDC se concluye que para los factores más importantes las salidas se comportan como se esperaba según los patrones generales dados por las experiencias en terreno estudiadas. Estos son:

- La tasa de aplicación de N está directamente relacionada con la tasa de lixiviación de nitratos en ambos modelos, mediante una relación lineal. Esta relación es afectada por los otros factores importantes que influyen la lixiviación como son las precipitaciones, el tipo de suelo y otros.

- Los tipos de suelo en ambos programas afectan arrojando mayores lixiviaciones a suelos más gruesos y menores a suelos más finos, de acuerdo con lo esperado.
- En el programa DNDC se estudió además como varía la lixiviación con la densidad del suelo, de donde se pudo apreciar que a mayor densidad ocurría mayor drenaje y lixiviación de nitratos. La relación con la lixiviación es lineal en concordancia con el análisis realizado para los tipos de suelo.
- Del análisis realizado para las precipitaciones en ambos modelos se observa que la lixiviación se inicia a partir de una cierta cantidad de precipitaciones y después a medida que éstas aumentan, crece la lixiviación de nitratos hasta llegar a un máximo. Este comportamiento coincide con lo esperado.
- Del estudio realizado para los distintos tipos de purines en MANNER, se observa que los tipos de purines con mayor contenido de NH_4 presentan una mayor lixiviación de nitratos. Esto concuerda con lo observado en las experiencias, ya que el NH_4 es mucho más rápido y fácil de lixiviar que otras formas de N que se encuentran en los purines.
- Del análisis realizado según tipos de cultivos a DNDC, se observa que el consumo de N de las plantas simulado por el programa no está directamente relacionado con la demanda de éstos. No se pudo obtener un resultado concluyente acerca de la diferencia entre distintos cultivos, debido a que la cantidad de factores que afectan el desarrollo y la producción de las plantas está directamente relacionada con el consumo de N y resulta muy complejo su análisis.
- En relación a la comparación entre la aplicación a un terreno sin y con cultivo de maíz, quedó demostrando la utilidad de sembrar los suelos donde se dispone el purín como una forma de disminuir la lixiviación.

De la aplicación de los dos programas a los tres escenarios representativos de las condiciones: más favorable (escenario 1), media (escenario 2) y más desfavorable (escenario 3) de la lixiviación de nitratos en Chile, se observa que los resultados obtenidos por DNDC, para el purín “general” representado por el programa, se encuentran entre los estimados por MANNER en los escenarios 1 y 2 y muy cercano a los estimados por MANNER en el escenario 3 para los residuos sólidos y líquidos, lo que concuerda con lo esperado, ya que los residuos líquidos y sólidos están dentro de las clases de purines más y menos propensos a la lixiviación.

La lixiviación estimada con MANNER de los residuos sólidos es mucho menor a la estimada para los residuos líquidos en los dos primeros escenarios, es decir el riesgo de lixiviación de los purines líquidos es mucho más alto para situaciones medias o favorables a la lixiviación que en los residuos sólidos. Sin embargo, para los dos tipos de residuos en el escenario 1 y 2 la tasa de lixiviación es muy alta, pronosticando una casi segura contaminación de las aguas subterráneas.

De los resultados de la aplicación, se puede concluir que el riesgo de contaminación de los acuíferos por la aplicación de purines al suelo según la caracterización de plántales porcinos realizada por el INIA, es realmente alta si el plantel se encuentra en una zona de medianas o altas características favorables a la lixiviación. Tomado en cuenta estos resultados, se concluye que los plántales porcinos de mediana y pequeña envergadura deben realizar dentro del estudio de

Impacto Ambiental un análisis de las características de la zona y los factores más influyentes que les permita estimar la lixiviación de nitratos y si esta lixiviación posee una magnitud como la obtenida en el escenario 1 y 2, se debe buscar una alternativa que permita disminuir la lixiviación a través de la obtención de mayores áreas que bajen la tasa de aplicación, el envío de los purines a campos vecinos que los utilicen como fertilizante o un tratamiento que les permita bajar los niveles de nitrógeno en los purines. Como el mayor riesgo de contaminación está asociado a los residuos líquidos, es necesario desarrollar para éstos, planes de manejo que fijen tasas máximas de aplicación según las condiciones de cada zona en Chile. Ésta es una forma de moderar y prevenir la contaminación muy consecuente con los factores que la provocan y que ha sido probada en otros países.

6.2 RECOMENDACIONES

Para prevenir y/o minimizar la contaminación se deben tener en cuenta los factores más importantes que la afectan y aprovechar los lugares o periodos más desfavorables a la contaminación.

- En primer lugar es de suma importancia crear un plan de manejo y caracterización de los planteles porcinos, que permita conocer las concentraciones de los purines y organizar una aplicación racional de estos residuos.
- Se deben tener en cuenta además las zonas donde por el tipo de suelo no es conveniente la aplicación de estos residuos o donde el nivel freático es muy somero y en el futuro definir zonas vulnerables donde las tasas de aplicación son restringidas.
- Otra medida importante es limitar la aplicación en temporadas de lluvias intensas y cuando los suelos no tienen cultivos.
- Por último combinar estas medidas con un tratamiento o con la disposición de los purines en áreas de mayor envergadura que permitan bajar las tasas de aplicación de nitrógeno.

Por otra parte, de las metodologías estudiadas y su aplicación se puede concluir que el índice de contaminación de nitratos es una herramienta útil si se utiliza a gran escala, escala nacional o regional. Esta metodología podría ser utilizada para realizar un análisis cualitativo de la contaminación de nitratos en las aguas subterráneas en Chile, comparando los resultados del índice en sitios donde se tenga registro de las concentraciones de nitrato para obtener un patrón o una línea de tendencia como la de la Figura 3.1. Luego con ella relacionar los resultados del índice con concentraciones de nitratos en zonas donde no se cuente con datos de contaminación. Este análisis permitiría tener una estimación a nivel regional y nacional del grado de contaminación de nuestras aguas subterráneas y de los sitios más críticos.

Del análisis realizado a los modelos de simulación se puede concluir que debido a la complejidad de los procesos y la superposición de los diferentes factores involucrados en la lixiviación de nitratos, modelos más complejos como DNDC son difíciles de validar y de probar para la amplitud de escenarios posibles. En cambio, modelos más simples como MANNER, dan resultados similares y más fáciles de analizar, ya que se basan en relaciones sencillas. Por esta razón, el modelo MANNER resulta el más adecuado de utilizar en Chile, además, como requiere de menor cantidad de datos de entrada, su uso resulta más accesible. Sería de gran utilidad para el país validar un programa como MANNER en diferentes condiciones, para que con este modelo los planteles porcinos estimaran la lixiviación de nitrógeno y realizaran un plan de manejo de residuos adecuado, basado en una tasa de lixiviación que no sobrepase un límite fijado.

Para finalizar, la contaminación con nitratos de las aguas subterráneas por la aplicación de purines al suelo, es en Chile y en el mundo, un problema de suma importancia que aumentará con el tiempo si no se toman las medidas necesarias para lograr un desarrollo sustentable. Es necesario desarrollar políticas y alternativas de manejo de los purines para las que resulta muy útil el análisis de las condiciones de cada plantel por medio de índices o modelos de simulación.

BIBLIOGRAFÍA

Abril, A. et al (2006) effects of wheat crop fertilization on nitrogen dynamics and balance in the Humid Pamas, Argentina. *Ecosystems and Environment*.

AC-CONAMA. Ayala, Cabrera y Asociados Ltda. Ingenieros Consultores. 1999. Análisis de la Contaminación de Aguas Subterráneas en la Región Metropolitana, por Aguas Servidas. Estudio N° 22-0023-05/98 para la Comisión Nacional del Medio Ambiente. 187 p.

AC-DGA. Ayala, Cabrera y Asociados Ltda. Ingenieros Consultores. 2000. Modelo de Simulación Hidrológico Operacional, Cuencas de los Ríos Maipo y Mapocho.

ADAS (2001) Booklet 1: Making better use of livestock manures on arable land. 2nd edition 2001.

ADAS (independent provider of environmental solutions, rural development services and policy advice, UK.) (2007) Diffuse nitrate pollution from agriculture-strategies fo reducing nitrate leaching. Adas report to Defra – supporting paper D3 for the consultation on implementation of nitrates Directive in Englan.

Alamos y Peralta Ingenieros Consultores Ltda. (1993). Estudio aguas subterráneas de los sistemas Lo Contador, Huechuraba, Pincoya. Estudio para la Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias S. A. EMOS, Filial Corfo. VII tomos.

Alcamo, J. et al. (2003) Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability, *Hidrological Sciences Journal* 48, 3, p. 317 – 338.

Asprocer (2007) <www.asprocer.cl>

Barber, S.A. Efficient Fertilizer Use, in *Agronomic Research for Food*, ASA Special Madison, Wisconsin, August, 1975, pp. 13-29.

Bakhsh, A. et al (2005) Effects of liquid swine manure applications on NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, p 118-128, n 109.

Bernal, M.P. (1990) Utilización de purines de cerdo en la fertilización de suelos calizos en condiciones de regadío. *CEBAS (CSIC)*. Murcia.

Bernal, M.P et al. (1993) Nutrient balances in calcareous soils after application of different rates of pig surry. *Soil Use and Management*, p 9-14, n 9.

Bhagal, A. et al. (2001) Evaluation of two N cycle models for the prediction of N mineralization from grassland soils in UK. *Soil Use and Management*, n 17, p 13-172.

Bouwman, A.F. y Leemans, R. 1995 The role of forest soils in the global carbon cycle. In: W.W. McFee and J.M. Kelly, Editors, *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*, Soil Science Society of America (SSSA), Madison (1995), pp. 503–525.

Bouwman, A.F. et al., 1997. A global high-resolution emission inventory for ammonia, *Global Biogeochem. Cycl.* 11 (1997), pp. 561–587.

Bouwman, A.F. et al., 2002a Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands, *Global Biogeochem. Cycl.* 16 (2002) (2), p. 1024.

Bouwman, A.F. et al., 2002b Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields, *Global Biogeochem. Cycl.* 16 (2002) (4), p. 1080.

Bouwman, A.F. et al., 2002c A global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems, *Water Air Soil Pollut.* 141 (2002), pp. 349–382.

Bouwman, A.F. et al., 2005a Exploring changes in world ruminant production systems, *Agric. Syst.* 84, pp. 121–153.

Bouwman et al., 2005b Nitrogen surface balances in intensive agricultural production systems in different world regions for the period 1970–2030, *Pedosphere* 15 (2005) (2), pp. 137–155.

Bouwman et al., 2005c Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans, *Global Biogeochem. Cycl.* 19 (2005) GB1002.

Bruinsma, J.E. 2003. *World Agriculture: Towards 2015/2030, An FAO Perspective*, Earthscan, London. 432 pp.

Canter L. (1997) *Nitrates in groundwater*. Lewis Publishers, CRS, Boca Raton, Florida, US.

Chadwick, D.R. et al. 1998 Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter systems (Solepur process) in Brittany, France. *Journal of Agricultural Engineering Research*, p 85-93, n 69.

Chambers, B.J. 1999. Predicting nitrogen availability and losses following application of organic manures to arable land: MANNER. *Soil Use and management*, n 15, p 137-143.

Cooper J.R. et al 1984. Distribution of nitrogenous compounds in a rhodic Paleudult following heavy manure application. *Journal of Environmental Quality*, p 189-193, n 13.

de Vries et al. 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: A quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, n , p 71-102.

Dobermann, A, Walters, D.T. 2003. Procedures for measuring dry matter, nutrient uptake, yield and components of yield in maize. Department of Agronomy and Horticulture. University of Nebraska. Lincoln.

Eickhout B., Bouwman A.F. y van Zeijts H. 2006. The role of nitrogen in world food production and environmental sustainability. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, p 4-1, n 116.

EPA, 2004. *Environmental Risk Management Methodologies and Approaches*. Supporting Documentation for the EPA regional Science Workshop on Animal Feeding Operations (AFOs)-

Science and Technical Support Needs, December 6-9, 2004, College Park, Maryland, USA.

Erismán J.W. et al. 2001. An outlook for an integrated nitrogen policy. *Environmental Sci. policy*, n 4, p 87-95.

Espinoza, C., Ramírez, J. 2002. Análisis comparativo de técnicas de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos. Aplicación a la zona norte de la ciudad de Santiago.

FAO. 1997. Long-term Scenarios of Livestock-Crop-Land Use Interactions in Developing Countries. *FAO Land and Water Bulletin No.6*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 144 pp.

FAO. 2001. FAOSTAT Database Collections. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, <<http://www.apps.fao.org>>.

FAO 2002. Global Estimates of Gaseous Emissions of NH₃, NO₃ and N₂O from Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations/International Fertilizer Industry Association, Rome, 106 pp.

Gardner, WR. 1958 Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. *Soils Science*, n 85, p 228-232.

Gotway, C.; Ferguson, R.; Hergert, G. and T. Peterson. 1996. Comparison of kriging and inverse distance methods for mapping soil parameters. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1237-1247.

Gulis, G. 2002. An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. *Environ Res.* V 88, p 182-187.

Hollis, JM. 1978. Soils in Salop I: Sheet SO79E/89W (Claverley). *Soil Survey Record* n 49. NSRI, Bedford, Inglaterra.

Huwe, B, Van der Ploeg, RR. 1988. Modelle zur Simulation des Stickstoff-haushaltes von standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. *Eigenverlag des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart*, heft 69.

INIA. 2005 Generación de información local en aplicación de purines de cerdo al suelo como apoyo a la implementación de los Acuerdos de Producción Limpia. Informe final, Proyecto Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile.

Johnson, G.V. 1987. Soil Testing As a Guid to Prudent Use of Nitrogen Fertilizer in Oklahoma Agriculture, en *Ground Water Quality and Agricultural Practices*, D.M. Fairchild, Ed.- Lewis Publishers, Inc., Boca Ratón, Florida, p 127-135.

Kroes, J. y Roelsma, J. 1998. User`s Guide for the ANIMO versión 3.5 Nutrient Leaching Model. Technical Document 4, DLO-Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.

Lee, K. y Jose, S. 2005 Nitrate leaching in cottonwood and loblolly pine biomass plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, n 105, p 15-623.

Li, C et al. 2006. Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in row-crop field in Iowa. *Ecological Modeling*, n 19, p 116-130.

Martinez, J. 1997. Solepur: a soil treatment process for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water. *Journal of agricultural Engineering Research*, p 51-62, n 66.

Martinez, J. y Peu, P. 2000. Nutrient fluxes a soil treatment process for pig slurry. *Soil Use and Management*, p 100-107, n 16.

Mendenhall, W., Sincich, T. *Statics for the Engineering and Computer Sciences*. 1st ed., Dellen Publishing Company, San Francisco, California, EEUU. P395-442.

MNP. 2005. *Outstanding Environment Issues for Humen Development*. Netherlands Environment Assessment Agency, Nacional Institute for Public Health and Environment, Bilthoven, 66 pp.

Morales-suarez-Varela, MM. 1995. Impact of nitrates in drinking water on cancer mortality in Valencia Spain. *Eur J, Epidemiol*. V 11, p 15-21.

Ottow, J.C.G. y Fabig, W. 1985. Influence of Oxygen Aeration on Denitrification and Redox Level in Different Bacterial Batch Cultures, en *Planetary Ecology*, D:E: Cardwell. J.A Brierley, y C.L. Brierley, Eds., Van Nostrand Reinhold Company, Inc., New York, New York, pp 427-441.

Plaza, C. et al. 2006. Problemática de los purines de cero en España: su aprovechamiento agrícola como solución. *Residuos Ganaderos*, n 49.

Poch, R. et al. 2005. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*. Vol VII. Samper Clavete y A. Paz González.

Pratt, P. et al. 1978. An approach to measuring leaching of nitrate from freely drained irrigated fields. P 223-256. In D. R. Nielsen and J.G. Macdonald (ed.) *Nitrogen in the environment-nitrogen behaviour in field soils*. Vol 1, Academic Press, New York.

Ramirez, J. 2004. *Análisis de metodologías para evaluar vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación*. Aplicación a la zona norte de Santiago. Tesis de la universidad de Chile.

Ramolio, L. 1988. *Development of a Nitrate Pollution Index for Ground Water*, Master of Environmental Science Thesis, 1988, University of Oklahoma, pp. 138-262.

Rebolledo, I.A. 2003. *Estudio de alternativas de tratamiento de residuos provenientes de cría intensiva de cerdos*. Memoria de la Universidad de Chile.

Riga, P. y Chapentier, S. 1999. Simulation of nitrogen dynamics in alluvial sandy soil with drip fertigation of apple trees. *Soil Use and management*, n 15, p 34-40.

Sandor, J., et al, 2001. Association between gastric cancer mortality and nitrate content of drinking water: ecological study on small areas inequalities. *Eur J. Epidemiol*. V 17, p 443-447.

Schalcha E. et al. 1979. Nitrate movement in Chilean agricultural Area irrigated with untreated sewage water. *J. Environ. Qual.* Vol 8 no. 1

Siebert S. y Döll P. 2004. Global-scale scenarios and modeling as tools for managing large-scale nitrogen pollution. Proceedings of the 2nd International Workshop on Integrate Soil and Water Protection: Risk and Diffuse pollution (SOWA). Tübinger GeoWissenschaftliche Arbeiten C80, Tübingen, Germany (ISSN 0935-4948), 99-103.

Simunek, J. et al. The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated-media. Version 2.02. International Ground Water Modelling Center (IGWMC) – TPS – 70. Colorado School of Mines. Golden Colorado. 202 pp.

Smith K.A. et al. 2002. Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. *Soil Use and Management*, p 428-434, n 18.

Smith, K.A, et al. 2003. Critical drainage and nitrate leaching losses from manures applied to freely draining soils in Great Britain. *Soil Use and management*, n 19, p 312-320.

Sparks, D.L. 1987. Nitrate retention as it affects groundwater pollution in Mid-Atlantic soils, Department of Plant Science, University of Delaware, Newark, Delaware, EEUU.

Spaldora, B. et al. 1975. Elementos de la Hidrología. Centro de recursos hídricos, Departamento de obras civiles, Facultad de Ciencias Físicas y matemáticas, Universidad de Chile.

Sogbedji, J. et al. 2006. Modeling nitrogen dynamics under maize on ferrasols in western Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, n 74, p 99-113.

UNEP's GEO Yearbook, 2003.

Ursúa, H. Fijación simbiótica de nitrógeno en Chile: importante herramienta para una agricultura sustentable.

U.S. geological Survey 1985. Hydrologic Events and Surface- Water Resources, National Water Summary, Water Supply Paper 2300. Washington DC, EEUU.

U.S. Environmental Protection Agency, 1994. Nitrogen Control. Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, Pennsylvania, p 1-22.

U.S. Federal Register. 1985. National Primary Drinking Water Standards. Vol. 5, No 219, pp64880 - 47022.

Van Drecht et al. 2003, Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater and surface water, *Global Biogeochem. Cycl.* 17 (4), 1115.

Vanclooster, M. et al. 1994, WAVE :a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Reference and user's manual. V 2.1. Institute for Land and Water Management, Katholieke Universiteit Leuven.

Van genuchten, R. 1980, Predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of American Journal, n 44, p 892-898.

Webb, J. et al. 2001, Optimizing livestock manure applications to reduce nitrate and ammonia pollution: scenario analysis using the MANNER model. Soil Use and management, n 17, p 188-194.

Westerman, R.L. 1987), Efficient Nitrogen Fertilization in Agricultural production Systems. Ground Water Quality and Agricultural Practices, D.M. Fairchild, Ed., Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, Florida, EEUU. P 137-151.

WHO. 2004. Guidelines for Drinking Water Quality. 3rd Ed, Vol. 1, Recommendations. Geneva: World Health Organization.

Wolf, J et al. 2005, Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in The Netherlands with ANIMO model and the integrated modelling system STONE. Agriculture Systems and Environment, n 105, p 523-540.

Working Report: Drinking-Water Nitrate and Health-Recent Findings and Research needs. 2005, ehp, Environmental Health Perspectives, v 113. <www.pubmedcentral.nih.gov>

<http://www.cpes.peachnet.edu/sewrl/Gleams/gleams_y2k_update.htm>

<<http://gpsr.ars.usda.gov/products/rzwqm.htm>>

<<http://www.geru.ucl.ac.be/recherche/equipement/wave/wave.htm>>

SIG de la Comisión Nacional de Riego, E-SIIR Sistema de Información Regional
<<http://esiir.cnr.cl/esiir/>>

ANEXO 1:
CARACTERIZACIÓN DE PLANTELES Y SUS
RESIDUOS, INIA, 2005.

1 INTRODUCCIÓN

En un proyecto realizado en Chile por el INIA (2001-2005), se caracterizaron cuatro planteles porcinos, con su ubicación, la descripción general de los terrenos ocupados, los sistemas de limpieza, el inventario de animales los insumos y el manejo de los residuos. Además se realizó un muestreo de los purines y análisis de sus parámetros físico-químicos: DBO₅, conductividad eléctrica, nitrógeno (NO₃, N total y NH₄), fósforo, sólidos totales y solubles, y su variación estacional, para con estos datos obtener una caracterización de los efluentes de planteles porcinos en Chile.

Los planteles analizados fueron los siguientes:

Plantel 1: La Isla de Agrícola El Monte, con 61.135 animales.

Plantel 2: Santa Lucía de Agrícola Lyon, con 14.380 animales.

Plantel 3: La Islita de Agrícola La Islita, con 14.704 animales.

Plantel 4: Agripor de Porgen, con 11.420 animales.

2 PARÁMETROS MEDIDOS

A continuación los Promedios de los parámetros medidos y su variación estacional:

2.1 BDO₅

El promedio anual de DBO₅ entre los planteles porcinos fluctúa entre 4.200 y 13.300 mg/l y su variación en el año se muestra en la Figura 1.

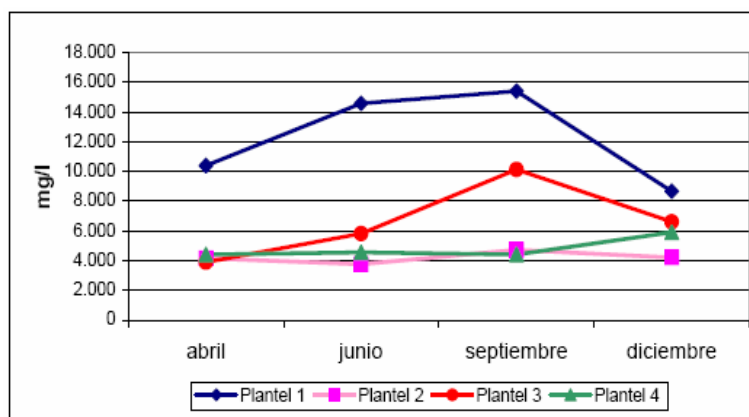


Figura 1 Variación estacional de DBO₅ (mg/l) de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

De la Figura 1 se observa que la DBO₅ está relacionada con el tipo de plantel, es decir la etapa de desarrollo de los cerdos en el plantel y en algunos es más constante que en otros. En planteles de crianza la DBO₅ presenta valores menores mientras que en planteles predominantemente de engorda es mayor. Es de importancia también el uso del agua en cada plantel ya que de ésta dependerá la dilución del efluente. El máximo de este parámetro se obtiene en primavera, lo que puede estar relacionado con un cambio en la alimentación de los cerdos, que produce cambios en las heces y la composición de los residuos producidos.

2.2 Conductividad Eléctrica (C.E.)

El promedio anual de la conductividad eléctrica de los planteles porcinos fluctúa entre 5.100 y 8.500 ($\mu\text{mhos/cm}$).

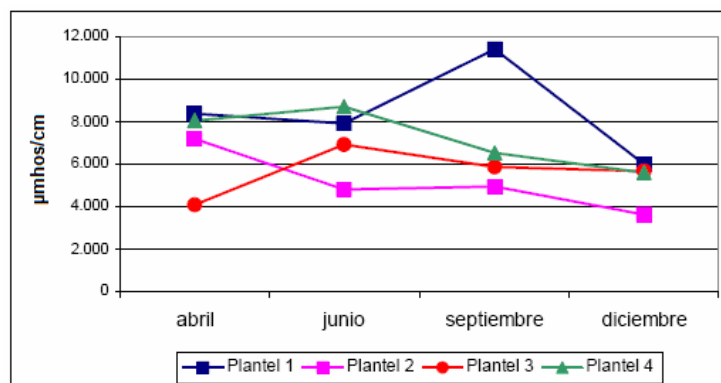


Figura 2. Variación estacional de C.E. de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

Se observa de la Figura 2 grandes diferencias de C.E. entre los planteles y en su variación estacional, esto al igual que en la DBO_5 se debe a las diferencias de producción entre éstos.

Es de tomar en cuenta que los valores de la C.E. son en general mayores a la norma de riego, por lo que los efluentes se deben diluir antes de su aplicación.

2.3 Nitrógeno (N)

Se midió la concentración de nitrógeno representada por tres fuentes: el nitrógeno total, el NO_3 y el NH_4 . En la Figura 3 se muestra la comparación entre estas fuentes.

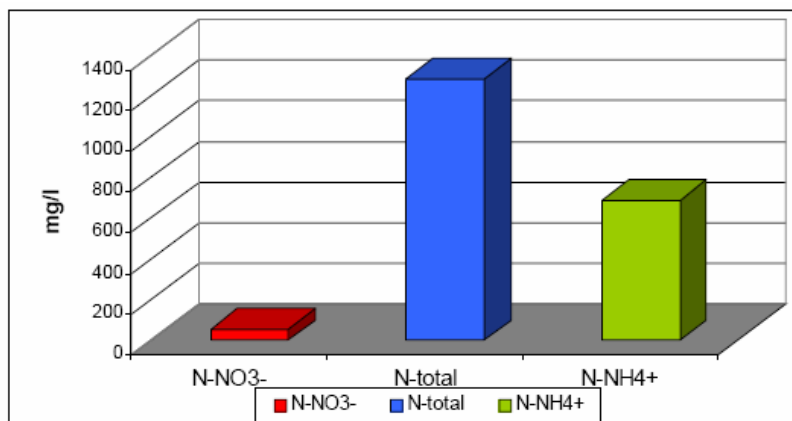


Figura 3. Promedio anual de la concentración de N en sus diferentes formas de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

Se observa de la Figura 3 que un 50% del nitrógeno de los purines corresponde a NH_4 y alrededor de un 48 % a nitrógeno orgánico.

Los promedios anuales de N total en los planteles fluctúan entre 720 y 2.170 (mg/l), los promedios anuales de NO_3 varían entre 33 y 72 (mg/l) aunque en primavera puede alcanzar los 175 (mg/l), y los promedios anuales de NH_4 varían entre 486 y 954 (mg/l).

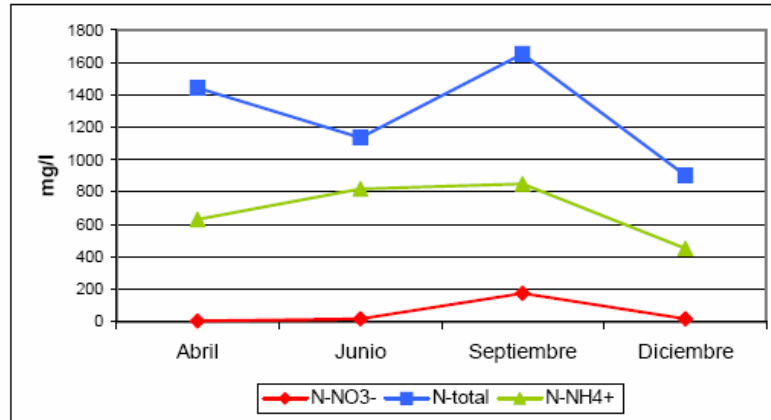


Figura 4. Variación estacional de valores promedios de N en sus distintas formas, de efluentes de planteles porcinos. Fuente: INIA, 2005.

No se observa de la Figura 4 una gran variación estacional en las tres formas de nitrógeno, con un máximo en primavera que disminuye hacia el verano.

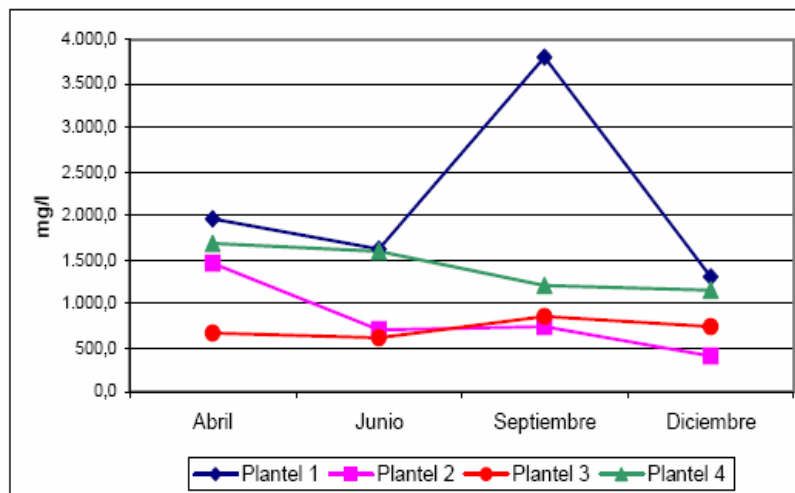


Figura 5. Variación del N total de efluentes de planteles porcinos. Fuente: INIA, 2005.

Al analizar el N total en cada plantel no se ve una tendencia uniforme entre los planteles, sólo en uno se presenta un máximo importante en primavera.

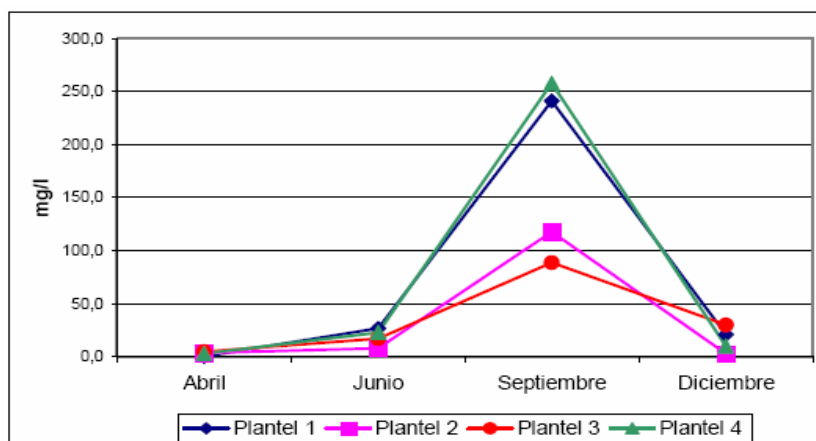


Figura 6. Variación estacional de NO₃ de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

De la Figura 6 se puede ver una clara tendencia en todos los planteles en que en el año presentan una concentración muy baja de NO₃ con un máximo muy importante en primavera.

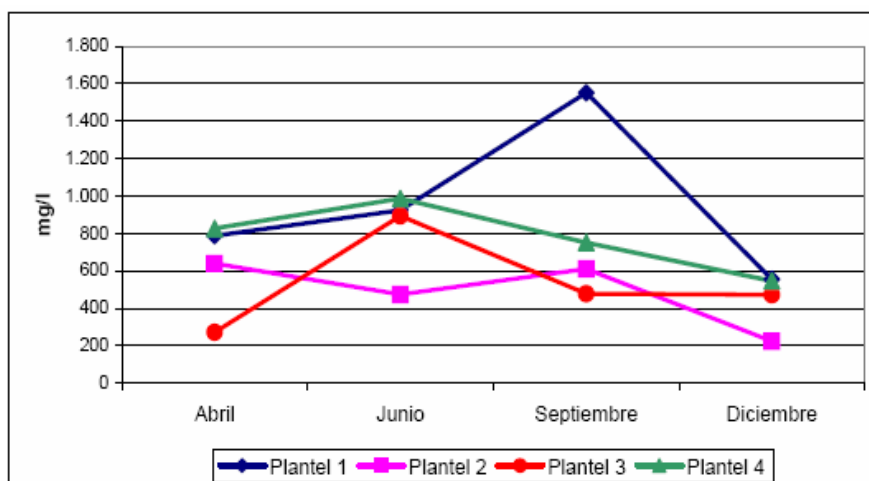


Figura 7. Variación estacional del NH₄ de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

Los valores de NH₄ son relativamente altos durante todo el año, cercanos a 800 (mg/l) y no se aprecia una tendencia clara entre todos los planteles en la variación estacional.

2.4 Fósforo (P).

La concentración promedio anual de fósforo varía entre 181 y 745 (mg/l).

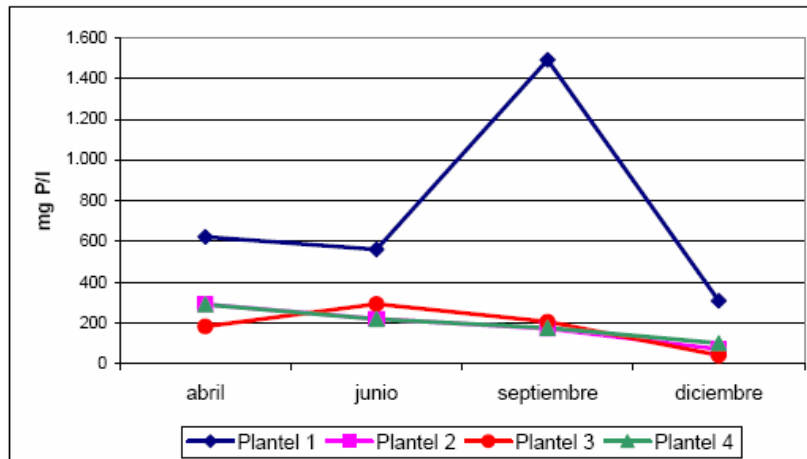


Figura 8. Variación estacional del contenido de fósforo de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

Sólo un plantel presenta un aumento significativo en septiembre, lo que se puede deber a un error en el análisis o muestreo o a diferencias entre los planteles. Mientras en los otros la variación estacional es similar que decae hacia el verano.

2.5 Sólidos Totales

La concentración de sólidos está muy relacionada con la DBO₅ y su valor promedio es de 8.600 (mg/l), en los que cerca del 50% de los sólidos totales corresponden a sólidos solubles.

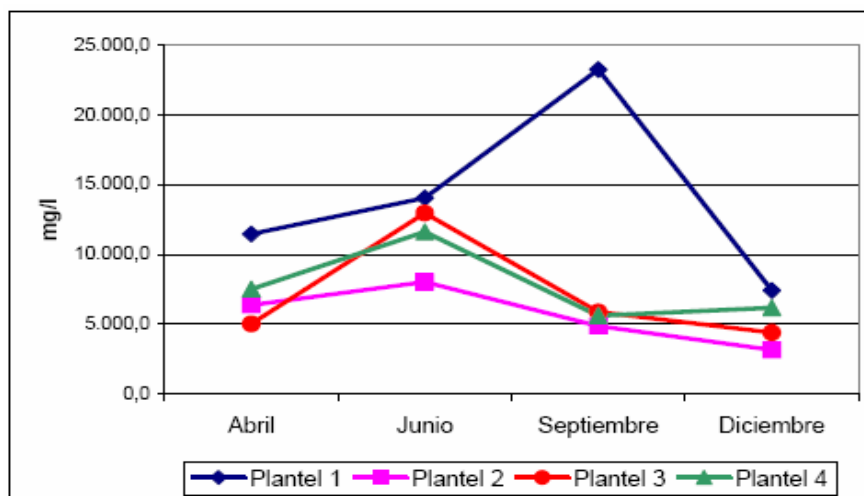


Figura 9. Variación estacional de del contenido de sólidos total de efluentes de planteles porcinos.
Fuente: INIA, 2005.

Los tres últimos planteles muestran una tendencia similar con un máximo en junio, mientras el primer plantel presenta un máximo en septiembre, lo que se puede deber al igual que en los parámetros anteriores a su característica productiva.

De la información para los distintos parámetros y su variación estacional el plantel 1 es el que difiere más con respecto a la tendencia de los otros planteles, con concentraciones mas altas durante todo el año y máximos mas pronunciados.

En la Tabla 1 se presentan los valores promedio anual de los parámetros medidos para cada plantel.

Tabla 2 Valores promedio anual de cada Plantel.

Plantel	pH	DBO ₅ (mg/l)	C.E (µmhos/cm)	N total (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	N-NH ₄ (mg/l)	N org (mg/l)	P (mg/l)	ST (mg/l)
1	5,9	12.274	8.435	2.172	72	954	1.146	745	7.600
2	7,1	6.620	5.633	720	35	528	156	181	5.600
3	7,5	4.914	7.208	1.408	73	777	558	197	7.200
4	7,1	4.217	5.150	826	33	486	308	189	14.300
Promedio	6,9	7.006	6.607	1.282	53	686	542	328	8.675

Fuente: INIA, 2005.

3 CARACTERIZACIÓN PLANTELES

A continuación la caracterización de los planteles, realizada en el año 2002, en la que se especifica su ubicación, distribución de terrenos, inventario de animales, tipos de lavado, volúmenes y manejo de residuos

3.1 Plantel 1: La Isla de Agrícola El Monte.

Ubicación.

Localidad de Chicauma, Comuna de Lampa, Provincia de Chacabuco, Región Metropolitana.

Terrenos y su distribución.

En la Tabla 2 se presenta el total de las áreas disponibles en el plantel y su distribución según uso. Los distintos usos corresponden a la infraestructura del plantel, los galpones porcinos y las oficinas, los caminos, y el terreno donde se aplican los residuos, que esta en parte con una plantación de ciruelos y en parte desnudo.

Tabla 1 Plantel 1: Distribución del terreno.

Uso del Terreno	Superficie (ha)
Total	78,0
Infraestructura Porcina + Oficinas	4,0
Caminos	6,5
Total suelos con aplicación de efluentes	47,5
Suelos sin cultivos con aplicación de efluentes	20,0
Plantación de Ciruelos con aplicación de efluentes	27,5

Inventario de Animales.

La Tabla 3 presenta el inventario de animales según etapa de los cerdos, al 26 de junio del 2002.

Tabla 2 Plantel 1: Número de animales por etapa de producción.

Etapa	Nº Cabezas
Cría y recria	3.320
Engorda	8.100
Total	11.420

Este corresponde a un plantel de engorda exclusivamente, como se observa del inventario de animales.

Sistemas de Limpieza.

En los pabellones de cría y recría, de piso elevado, se utiliza lavado Flush, una vez al día. En los pabellones de engorda, los seis de piso de sólido, se utiliza sistema de lavado tradicional, en dos de piso con sistema de cama caliente (lecho de paja de trigo), se realiza limpieza luego de cuatro meses, en que los animales salen a la venta.

Los residuos obtenidos después de los lavados son conducidos desde los pabellones por canaletas abiertas hasta un estanque de hormigón circular, donde se homogenizan para luego pasar por un separador prensa tornillo.

Residuos sólidos.

Los residuos sólidos del plantel son los residuos provenientes de las camas calientes, mezcla de paja de trigo, fecas y orinas de los cerdos, con un volumen anual de 504 m³. Y los sólidos obtenidos de pasar los purines crudos por prensa, que corresponden a 7.344 ton/año.

Los residuos sólidos de las camas calientes se aplican sobre las 27,5 ha de ciruelos, lo que da una tasa anual de 18,3 m³/ha por años. No se tiene información sobre las características de estos residuos.

Los residuos sólidos obtenidos de la separación en prensa tienen un 25% de materia seca, de la cual 1,2% corresponde a N total, la parte líquida de estos residuos correspondiente a 5.508 m³ tiene una concentración de 1.026 mg/l de N, nítrico y amoniacal. Este se aplica a la plantación de ciruelos que resulta en una tasa de 1.007 kg/ha de N al año.

Residuos Líquidos.

Los residuos líquidos corresponden a la fracción líquida separada por prensa, con un volumen estimado de 54.000 m³ anuales, con una concentración de 2.172 mg/l de N total. Estos residuos se aplican en 20 ha con y sin cultivos dependiendo del año, con una tasa de 5.867 kg N/ha al año.

3.2 Plantel 2: Santa Lucía de Agrícola Lyon.

Ubicación.

Fundo San Miguel, Comuna de El Monte, Provincia de Talagante, Región Metropolitana.

Terrenos y su distribución.

En la Tabla 4 se presentan los terrenos pertenecientes al plantel y su distribución. El uso de los terrenos se divide en la infraestructura dedicada producción porcina, los terrenos ocupados por oficinas, caminos y bodega y los suelos donde se aplican los residuos, que corresponden a suelos sin cultivos, una plantación de eucalipto y una plantación de tunas.

Tabla 3 Plantel 2: Distribución del terreno.

Uso del Terreno	Superficie (ha)
Total	97,5
Infraestructura Porcina	6,7
Oficinas + Caminos + bodegas	54,8
Total suelos con aplicación de efluentes	36,0
Suelos sin cultivos con aplicación de efluentes	13,0
Plantación de Eucaliptos con aplicación de efluentes	16,0
Plantación de Tunas con aplicación de efluentes	7,0

Inventario de Animales.

La Tabla 5 presenta el inventario de animales según etapa de los cerdos, al 31 de octubre del 2002.

Tabla 4 Plantel 2: Número de animales por etapa de producción.

Etapa	Nº Cabezas
Maternidad	15.916
Recría	31.779
Chanchilla Reposición	3.470
Lactancia	1.600
Gestación	8.330
Machos o Verracos	40
Total	61.135

Este corresponde a un plantel de cría y engorda, como se observa del inventario de animales.

Sistemas de Limpieza.

Los sistemas de limpieza por etapa de producción son: limpieza tradicional y pit en los pabellones de recría (2 veces por semana), limpieza tradicional en los sectores de engorda (día por medio), limpieza pit y tradicional en los pabellones de maternidad (2 veces por semana) y limpieza tradicional y flush en los pabellones de de gestación (día por medio).

Los residuos de los sistemas de limpieza son conducidos por canaletas de hormigón abiertas, hasta una separadora de sólidos.

Residuos sólidos.

Los residuos sólidos del plantel son los sólidos que se obtienen después de que el purín crudo homogenizado a sido separado en prensa, estos corresponden a 14.688 ton/año.

Se considera que un 25% de éstos corresponde a materia seca, con una concentración de 1,27% de N total y una concentración de 519 mg/l N nítrico y amoniacal en la parte líquida (11.016 m³/año). Estos se aplican en las plantaciones de tuna y eucalipto, con una tasa de 2.276.3 kg N/ha al año.

Residuos Líquidos.

Los residuos líquidos provenientes de la fracción líquida separada por la prensa tienen un volumen estimado de 114.000 m³ al año, con una concentración de 827 mg/l. Estos se aplican a 36 ha de plantaciones de tuna, eucalipto y suelo desnudo con una tasa de 3.306,8 kg N/ha al año.

3.3 Plantel 3: La Islita de Agrícola La Islita.

Ubicación.

Sector La Islita, Comuna de Isla de Maipú, Provincia de Talagante, Región Metropolitana.

Terrenos y su distribución.

En la Tabla 6 se presentan los terrenos pertenecientes al plantel, los que según su uso se dividen en los utilizados para la producción porcina y los suelos donde se aplican los residuos, que corresponden a suelos con cultivos y parronales. No se especifican los terrenos destinados a oficinas y caminos.

Tabla 5 Plantel 3: Distribución del terreno.

Uso del Terreno	Superficie (ha)
Total	59,2
Producción Porcina	1,2
Total suelos con aplicación de efluentes	58,0
Cultivos con aplicación de efluentes	50,0
Parronales con aplicación de efluentes	8,0

Inventario de Animales.

La Tabla 7 presenta el inventario de animales según etapa de los cerdos, al 31 de mayo del 2002.

Tabla 6 Plantel 3: Número de animales por etapa de producción.

Etapa	Nº Cabezas
Recría	5.344
Engorda	9.360
Total	14.704

Este corresponde a un plantel de engorda exclusivamente, como se observa del inventario de animales.

Sistemas de Limpieza.

La limpieza en este plantel se realiza una vez al día en los pabellones de engorda y una vez y media por semana en los pabellones de recría, ya que posee fosas las que se limpian con un volumen mínimo de agua.

El efluente de los lavados es conducido por canaletas abiertas hasta un estanque circular cónico, donde se homogeniza con un agitador mecánico. Luego se impulsa hacia un separador tipo prensa tornillo.

Residuos sólidos.

Los residuos en el plantel corresponde a los sólidos separados por prensa de los purines crudos, cuyo peso por años es de 3.060 toneladas. Se considera que estos tienen un 25% de materia seca, con un 2,1% de N total, y la parte líquida tiene una concentración de 564 mg/l de N-NH₄ y N-NO₃. Este se aplica para preparación de suelos de cultivo con una tasa estimada de 149,7 kg/ha de N al año y a parronales con una tasa de 323,7 kg/ha de N al año.

Residuos Líquidos.

Los residuos líquidos provenientes del separador prensa se estiman en 43.200 m³ al año, con una concentración de 720 mg/l de N total. Estos se aplican a las 50 ha de patronales con una tasa de 193 kg N/ha al año y a las 8 ha de suelo desnudo con una tasa de 90 kg N/ha al año.

3.4 Plantel 4: Agripor de Porten.

Ubicación.

Localidad de San Roberto, Comuna de Pichidegua, Provincia de Cachapoal, VI Región del Libertador Bernardo O'Higgins.

Terrenos y su distribución.

En la Tabla 8 se presenta la superficie de los terrenos pertenecientes al plantel. Éstos se dividen en los destinados a la producción porcina y suelos cultivables. No se especifica qué parte de los terrenos cultivables es utilizada para la aplicación de residuos, ni si se encuentran éstos con o sin cultivos.

Tabla 7 Plantel 4: Distribución del terreno.

Uso del Terreno	Superficie (ha)
Total	860,0
Producción Porcina	7,0
Suelos Cultivables	853,0

Inventario de Animales.

La Tabla 1.9 presenta el inventario de animales según etapa de los cerdos, al 12 de junio del 2002.

Tabla 8 Plantel 4: Número de animales por etapa de producción.

Etapa	Nº Cabezas
Maternidad	1.588
Recría	4.180
Crianza	3.864
Engorda	3.373
Chanchilla	184
Hembras	1.186
Machos o Verracos	5
Total	14.380

Este corresponde a un plantel de cría y engorda, como se observa del inventario de animales.

Sistemas de Limpieza.

El sistema de limpieza corresponde al tipo flush en todos los pabellones del plantel y se realiza una vez al día.

Los efluentes del lavado son conducidos por canaletas abiertas hasta un tanque circular cónico, con un agitador mecánico, desde aquí se impulsan hasta un separador de tipo prensa tornillo.

Residuos sólidos.

Los residuos sólidos del plantel son los sólidos que se obtienen después de que el purín crudo ha sido separado en prensa; éstos corresponden a 3.672 ton/año.

Se supone un 25% de materia seca con 1.79% de N total, y una concentración en la parte líquida de 851 mg/l de N-NH₄ y N-NO₃.

No existe un sistema constante de aplicación de estas residuos, en el año 2002 la aplicación se realizó en 160 ha de cultivos de maíz, kiwi y parronales con una tasa de 117,3 kg N/ha al año.

Residuos Líquidos.

Los residuos líquidos corresponden al efluente del separador prensa con un volumen estimado de 37.800 m³, con una concentración de 1.409 mg/l.

Estos se aplican a 117 ha con cultivo de maíz una temporada, por lo que en la otra se aplica al mismo suelo desnudo, en la temporada de cultivo el residuo líquido se mezcla con aguas de acequias de riego, con una proporción 1:1. La tasa anual de aplicación al suelo es de 455 kg N/ha al año.

3.5 Comparación entre los Planteles

Existe una gran diferencia en la distribución del número de animales por etapa de producción entre los planteles, ya que además de tener diferentes formas de distribución entre las etapas, algunos de ellos se dedican exclusivamente a la engorda de los cerdos mientras otros tienen reproducción y engorda, estas diferencias se ven reflejados en las concentraciones de los residuos.

Otra importante diferencia son los distintos sistemas de lavado con que cuenta cada plantel, que varían entre sistemas tradicionales, flush, pit, la recolección de los residuos de cama caliente y el sistema con minimización del uso de agua en el plantel 3. Estos sistemas debido a las diferentes cantidades de agua que utilizan, son un importante factor en la concentración de los efluentes.

La Tabla 10 muestra número de animales por plantel que corresponde a cada tipo de lavado y su porcentaje.

Tabla 9 Distribución de tipos de lavado por plantel.

Tipo de Lavado	Plantel 1		Plantel 2		Plantel 3		Plantel 4	
	Nº animales	%	Nº animales	%	Nº animales	%	Nº animales	%
Tradicional	4.860	43	28.013	58				
Flush	4.940	43	4.165	9			14.380	100
Pit			15.890	33				
Cama Caliente	1.620	14						
Lavado mínima agua					14.704	100		

El plantel 1, al tener un 14% de animales con sistema de cama caliente debiera tener un menor volumen en sus efluentes líquidos, al igual que el plantel 3 al utilizar un sistema de lavado con un mínimo de agua. Los sistemas: tradicional, flush y pit dependen de la periodicidad del lavado y de buena utilización del agua en el sistema tradicional.

En la Tabla 11 se presentan los valores de volúmenes de residuos sólidos (RS) y líquidos (RIL) en cada plantel y por cerdo en cada plantel, para con estos valores poder comparar la importancia que tienen los factores antes comentados sobre los residuos.

Tabla 10 Comparación de residuos entre los planteles.

Parámetros	Plantel 1	Plantel 2	Plantel 3	Plantel 4
Volumen de residuos Sólido (ton/año)	7.344*	14.688	3.060	3.672
kg RS/cerdo	643*	240	208	255
N total en RS(kg/año)	49.720	98.986	24.501	35.206
kg N/cerdo	2,4*	0,9	1,2	1,3
Volumen de residuos Líquidos (m ³ /año)	54.000	144.000	43.200	37.800
m ³ RIL/cerdo	4,7	2,4	2,9	2,6
Concentración de N (mg/l)	2.173	827	720	1.409
N total en RL (kg/año)	117.342	119.088	31.104	53.260

* en estos parámetros no se ha tomado en cuenta los RS de las camas calientes

En la Tabla 11 se observa que en el plantel 1 los RS por cerdo son más del doble de los otros planteles, ya en este valor no está incluido los RS de las camas calientes, no se encuentra una explicación de este hecho en los datos disponibles. Entre los otros planteles el volumen de RS por cerdo es similar.

Las concentraciones de N en los residuos líquidos son relativamente parecidas entre el plantel 1 y 2, un poco mayores para el plantel 3 y mucho más altas para el plantel 1, el cual además tiene el mayor volumen de residuos sólidos por cerdo. Esto nos lleva a concluir que la alta producción de residuos en este plantel se debe a características propias en la producción, como la dieta y cama de los animales.

Además de las distintas características de los residuos en cada plantel un factor muy importante a tener en cuenta es el área disponible para la disposición de los residuos ya que es esta la que define finalmente la tasa de aplicación de nitrógeno por año. En la Tabla 12 se presentan el número de animales, las hectáreas para la disposición de residuos, la relación de hectáreas para disposición por animal y las diferentes tasas de aplicación de nitrógeno de cada plantel. Hay que tener en cuenta que los suelos en algunos planteles tienen cultivos y en otros no, o existen de los dos tipos, algunos con cultivos continuos, como frutales y parronales o anuales como maíz y hortalizas, y estos no siempre son constantes a través de los años.

Tabla 11 Comparación de planteles entre, área de aplicación, total de animales y diferentes tasas de aplicación.

	Plantel 1	Plantel 2	Plantel 3	Plantel 4
Total de cabezas	11.420	61.135	14.704	14.380
Total de suelos para aplicación (ha)	47,5	36,0	58,0	160,0
m ² /cabeza	41,6	5,9	39,4	111,3
Mayor tasa de aplicación (kg N/ha/año)	5.867	7.612	517	455
Menor tasa de aplicación (kg N/ha/año)	1.007	3.308	240	117

De la Tabla 12 se observan las altas tasas de aplicación de nitrógeno en los planteles 1 y 2, en comparación con los otros dos planteles, en el plantel 1 ésta se debe a la alta producción de nitrógeno como residuo por cerdo y en el plantel 2 a la reducida área de terreno por cerdo en la

que se disponen los residuos. En los planteles 3 y 4 las máximas tasas de aplicación son mucho menores de alrededor de 500 kg N/ha. Sin embargo, éstas siguen siendo muy altas en comparación a valores aceptables en otros países, como por ejemplo el DEFRA Water Code, el código para las buenas prácticas agrícolas en Inglaterra, que tiene como máximo 250 kg N/ha anuales para terrenos agrícolas.

Altas tasas de aplicación de nitrógeno al suelo como las presentadas en la Tabla 12, sean sobre cultivos o no, e independiente de las condiciones del terreno, tienen una probabilidad alta de contaminar el acuífero que se encuentre bajo ellas, y si se encuentran en sectores con condiciones que favorezcan la lixiviación, como son suelos con alta permeabilidad, altas precipitaciones y niveles freáticos cercanos a la superficie, el impacto en las aguas subterráneas será de gran importancia.

ANEXO 2:
MODELOS DE SIMULACIÓN DE
CONTAMINACIÓN CON NITRATOS

En este anexo se presenta la descripción de los modelos de simulación para contaminación no puntual del nitrógeno estudiados en el Capítulo 3.

1. ANIMO

Es un modelo mecánico y determinístico en una dimensión para calcular el ciclo de C, N y P en el suelo y las emisiones de N y P al agua superficial y subterránea a escala de campo. Desarrollado por Alterra, Instituto de Investigación Ambiental, Los Países Bajos.

Las partes principales de ANIMMO son: 1) ciclo orgánico del Carbón; 2) Ciclo del N; 3) Ciclo del fósforo; 4) Procesos de transporte.

Para cada tipo de material orgánico se han especificado diferentes tasas de descomposición, y contenidos de N y P. La parte orgánica del ciclo del N y P en el suelo se desarrolla en gran parte paralela al ciclo del C. Por lo tanto la descomposición y los procesos de transformación de la materia orgánica fresca y el cambio en el humus determinan la mineralización e inmovilización del N y P en el suelo.

En la parte inorgánica del ciclo del N se describen los siguientes procesos: a) adición de N mineral en fertilizantes y precipitación; b) volatilización amonio; c) sorción del amonio; d) nitrificación del amonio; e) desnitrificación; f) consumo de N del cultivo.

La siguiente figura muestra una descripción esquemática del ciclo del nitrógeno en el modelo.

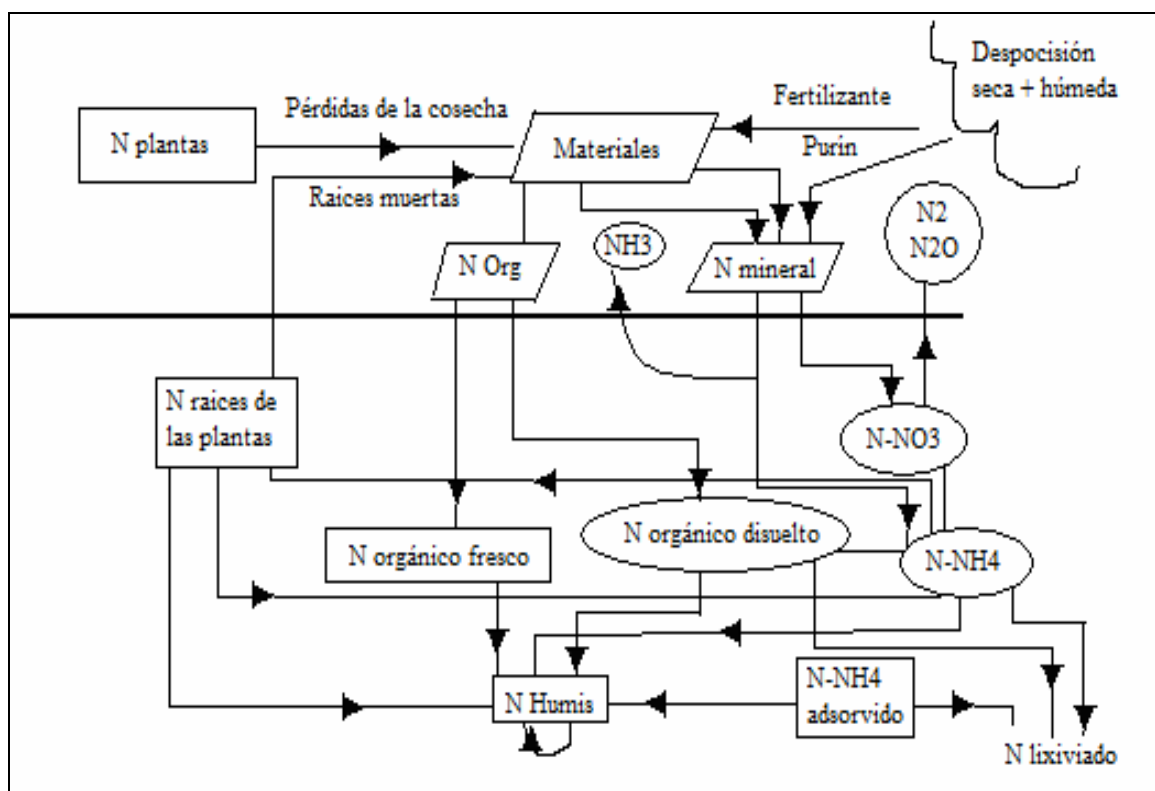


Figura 1. Esquema del ciclo del nitrógeno en el modelo ANIMO.
Fuente: Kroes and Roelsma, 1998.

Cuando está unido a los flujos de agua calculados por SWAP, ANIMO calcula el transporte vertical de N y P de un sistema unidimensional desde la superficie del suelo hasta 13 m de profundidad. Las concentraciones de N y P por nivel de suelo resultan del proceso antes descrito. Además se calculan flujos laterales a diferentes sistemas de drenaje y flujos verticales hacia niveles más profundos y aguas subterráneas. Para cada nivel y tiempo, son calculados los procesos principales y flujos y los balances completos de N y P.

Este modelo fue programado en el lenguaje FORTRAN 77.

2. CENTURY versión 4.

Es un modelo general del ciclo de nutrientes planta- suelo, que ha sido utilizado para simular la dinámica del carbón y otros nutrientes para diferentes tipos de ecosistemas incluyendo praderas, tierras agrícolas, bosques, y sabanas. Fue desarrollado originalmente por U.S. National Science Foundation Ecosystem Studies Research Projects, EEUU, después, ha sido mejorado por Tallgrass Ecosystem Fire Project, Central Plañis, Experimental Range – LTER, NASA-EOS Project, Agricultural Research Service, USDA.

CENTURY esta compuesto de un submodelo de descomposición de la materia orgánica, un modelo de presupuesto de agua, un submodelo cultivo/pradera, un submodelo de producción de bosque y de manejo y eventos de funciones del programa. Estos calculan el flujo de carbón, nitrógeno, fósforo y azufre a través de los componentes del modelo. El intervalo de tiempo del modelo es mensual y requiere los siguientes datos de entrada: temperatura del aire máxima y mínima promedio mensual, precipitación mensual, textura del suelo, contenido de nitrógeno, fósforo y azufre de las plantas, contenido de lignina del material de las plantas (complejo polímero, el principal constituyente no carbohidrato de la madera, que une las fibras celulósicas para endurecer y fortalecer las paredes celulares de las plantas). Entradas atmosféricas y al suelo de nitrógeno, carbón y nitrógeno (fósforo y azufre opcional) inicial del suelo.

El submodelo de materia orgánica en el suelo incluye tres estanques (activo, lento y pasivo) con diferentes tasas de descomposición potencial, sobre y bajo estanques de desechos del suelo y un estanque de microbios superficiales, la que es asociada a descomposición de residuos superficiales. El modelo simplificado de presupuesto de agua calcula mensualmente evaporación, transpiración, contenido de agua de las capas del suelo, contenido de agua de nieve y flujo saturado de agua entre capas del suelo. Los dos modelos de producción de plantas asumen que el máximo de producción de planta mensual es controlado por la humedad y temperatura, y la máxima tasa de producción de planta decrece si hay insuficiencia de nutrientes. El modelo de producción de pradera/cultivo simula la producción de la planta para diferentes cultivos herbáceos y comunidades de plantas (praderas de estación fría o caliente, trigo y maíz). El modelo de bosque simula el crecimiento de deciduous (follaje de cobertura al final del periodo de crecimiento) y bosque peremne en etapa juvenil y madura. Para simular la sabana, CENTURY usa ambos modelos con un código adicional para simular la competición de nutrientes y los efectos de sombra.

3. DNDC (DeNitrification-DeComposition)

Es un modelo de simulación computacional de la biogeoquímica del carbón y nitrógeno en sistemas agronómicos, en la zona radicular de 0 a 50 cm de profundidad. Desarrollado por el Institute of the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, Inglaterra.

El modelo puede ser usado para predecir el crecimiento del cultivo, temperatura del suelo y regímenes de humedad, dinámica del carbón en el suelo, lixiviación de nitrógeno y emisión de gases incluyendo N_2O , NO , N_2 , NH_3 , CH_4 y CO_2 .

DNDC consiste de dos componentes. Uno contiene el clima del suelo, crecimiento del cultivo y submodelos de descomposición, que predicen la temperatura del suelo, humedad, pH, potencial redox (eH) y perfiles de concentración de sustrato manejados por conductores ecológicos (clima, suelo, vegetación y actividad antropogénica). El otro componente, consiste en submodelos de nitrificación, desnitrificación y fermentación, que predicen flujos de NO , NO_2 , N_2 , CH_4 y NH_3 basados en los factores modelados del medioambiente del suelo.

Leyes clásicas de física, química y biología, así como ecuaciones empíricas generadas de estudios de laboratorio, son empleadas en el modelo para parametrizar cada reacción geoquímica o bioquímica. La forma en que el modelo relaciona los ciclos biogeoquímicos del carbono y nitrógeno se muestran en la Figura 2.

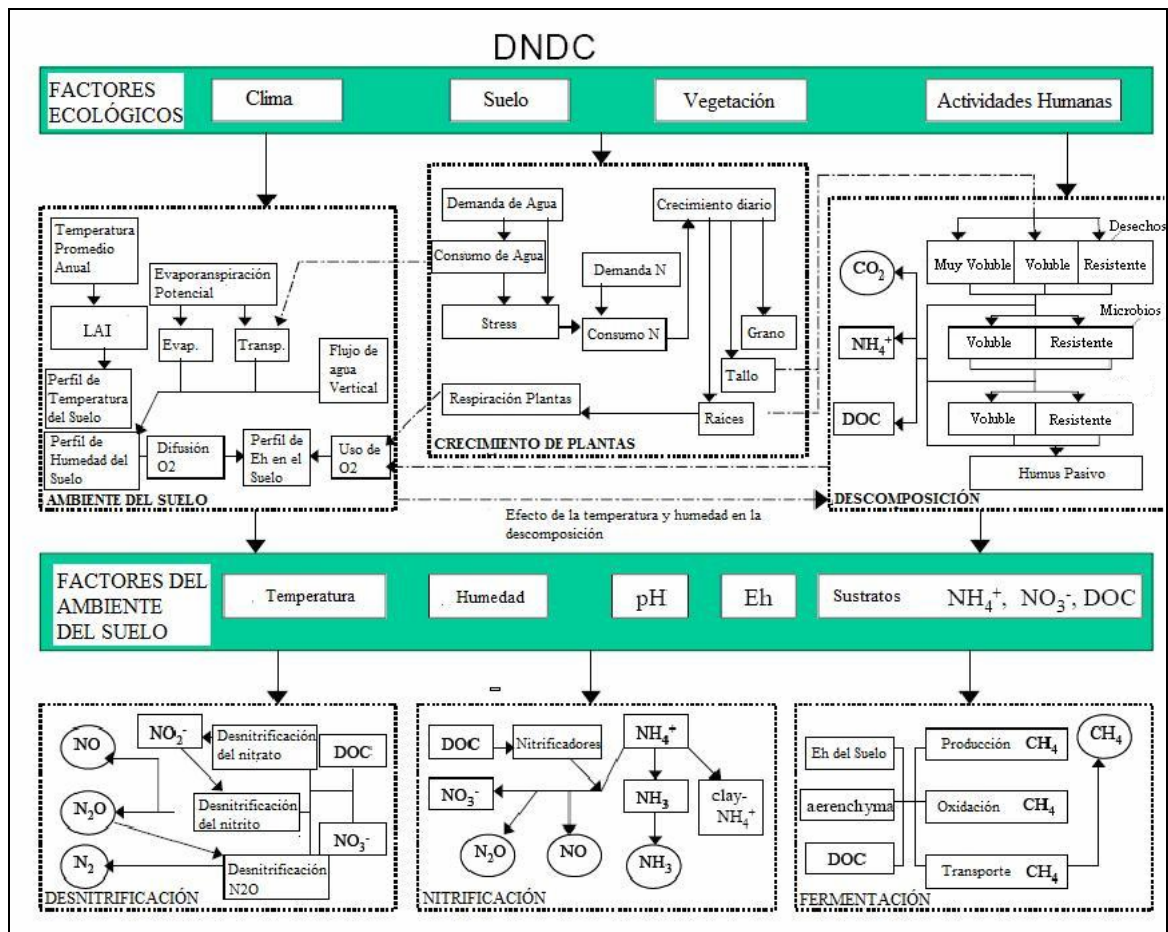


Figura 2. Componentes del modelo DNDC.

Fuente: Li et al, 2006.

En DNDC, el carbono orgánico (SOC), está dividido en cuatro estanques principales: residuos de plantas, biomasa microbiana, humus activo, y humus pasivo. Cada estanque está compuesto de dos o tres subestanques con diferentes tasas de descomposición. La tasa de descomposición diaria

para cada subestaque se regula por el tamaño del estanque, la tasa de descomposición específica para el estanque, el contenido de arcilla, el nitrógeno disponible, la temperatura del suelo y la humedad del suelo. Cuando el SOC en una piscina es descompuesto, es parcialmente relocalizado en otras piscinas de SOC y parcialmente perdido como CO_2 . El carbono orgánico disuelto (DOC) se produce como un intermedio durante la descomposición, y puede ser inmediatamente consumido por los microorganismos del suelo. Durante el proceso de descomposición del SOC, el nitrógeno orgánico descompuesto es en parte transferido a la siguiente piscina orgánica y en parte mineralizado a amonio (NH_4), el cual está sujeto a la nitrificación. La concentración de amonio libre está en equilibrio con el NH_4 adsorbido en la arcilla y el amonio disuelto (NH_3). La volatilización del NH_3 hacia la atmósfera es controlada por la concentración de NH_3 en el agua del suelo y factores medioambientales (temperatura, humedad y pH). Cuando se presentan precipitaciones, NO_3 se lixiviado a capas más profundas del suelo con el flujo de agua. Un esquema cinético simple llamado “balón anaeróbico”, predice el estado de aireación a través del cálculo de la difusión de oxígeno y consumo en el perfil del suelo.

Basado en la predicción del potencial redox, el suelo de cada capa es dividido en partes aeróbica y anaeróbica, donde ocurre la nitrificación y la desnitrificación respectivamente. Cuando el balón anaeróbico se hincha, más sustratos (DOC, NH_4 , y óxidos de N) serán relocalizados en los micrositos anaeróbicos para estimular la desnitrificación. Cuando el balón anaeróbico se encoge, la nitrificación se verá incrementada. Los gases NO y N_2O producidos en la nitrificación o desnitrificación son sujetos a futuras transformaciones durante su difusión entre micrositos aeróbicos y anaeróbicos. La sumergencia de largo plazo activará la fermentación, la cual reduce H_2S y CH_4 dirigida por el decrecimiento del eH en el suelo.

El lenguaje de programación del modelo es BASIC y se opera desde WINDOWS.

4. EPIC

Es un modelo de política medioambiental con clima integrado, desarrollado por USDA/ARS team in Temple, Texas, USA. Es un modelo de suelo/cultivo compuesto de varios componentes de simulación para el tiempo, la hidrología, los ciclos de los nutrientes, el destino de los pesticidas, el crecimiento de los cultivos, la erosión del suelo y manejo del suelo.

5. GLEAM System

Es un Modelo de sistemas de manejo agrícola y efectos de cargas en las aguas subterráneas (GLEAMS), desarrollado por USDA United States Department of Agriculture, USA. Es un modelo de escala de campo, desarrollado como una extensión del sistema de manejo agrícola para los compuestos químicos, escorrentía y erosión CREAMS. GLEAMS asume que el campo de simulación tiene un uso de suelo y precipitación homogéneos. Este modelo está compuesto de cuatro componentes principales: hidrología, erosión/sedimentos, transporte de pesticidas y nutrientes. GLEAMS fue desarrollado para evaluar el impacto de las prácticas de manejo en la lixiviación potencial de pesticidas y nutrientes, a través y debajo de la zona radicular. Este modelo también estima la escorrentía superficial y pérdidas de sedimentos desde el campo.

En la Figura 3 se esquematiza las distintas entradas y salidas del modelo.

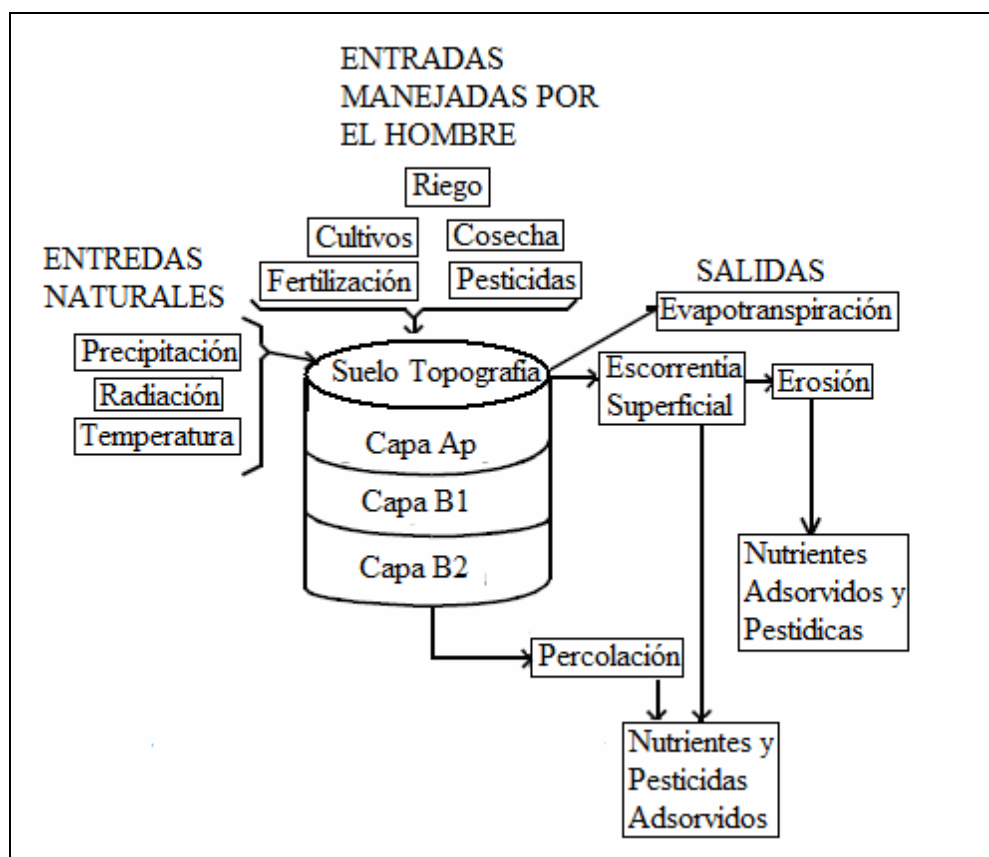


Figura 3 Esquema del modelos GLEAM.

Fuente: <http://www.cpes.peachnet.edu/sewrl/Gleams/gleams_y2k_update.htm>

GLEAMS esta principalmente escrito en FORTRAN 77 y recientes modificaciones en FORTRAN 99. El programa se ejecuta desde DOS.

6. HYDRUS-1D

Es un modelo desarrollado por Simunek et al (1998) que permite simular el movimiento de agua, calor y solutos en un medio unidimensional bajo diferentes regímenes de saturación del suelo.

El modelo resuelve numéricamente la ecuación de Richards para el flujo de agua a través del suelo e incorpora un término para contabilizar las extracciones de agua por parte de las raíces del cultivo.

El transporte de solutos se resuelve mediante la ecuación advectiva-dispersiva de la fase líquida del suelo, y bajo la consideración que el nitrato no sufre fenómenos de adsorción en el suelo.

Las condiciones de contorno para el flujo de agua permiten entradas (precipitación) y salidas (evaporación) en la superficie, mientras que, en profundidad (a 1,4 m), existe drenaje libre hacia capas más profundas. En relación al transporte de solutos, las condiciones de contorno del límite inferior permiten la lixiviación de nitratos mientras que, en el límite superior, no se admiten entradas, excepto para el caso de las aportaciones de fertilizante nitrogenado, en las que se considera una distribución uniforme de la dosis en los primeros 0,3 m del suelo. Las condiciones

iniciales del modelo se definen con el contenido de agua y de nitratos en el perfil del suelo. Los datos de evaporación del suelo y transpiración real del cultivo deben ser estimados para luego entregarlos al modelo HYDRUS-1D que entrega como salida el cambio en el contenido de nitrógeno del suelo con el que a través de un balance de masas, se puede calcular la lixiviación de nitratos. Este modelo no simula la extracción de nitrógeno del cultivo ni la mineralización de nitrógeno en el suelo.

7. INIATOR

Es un modelo desarrollado para entender los principales flujos de nitrógeno en Los Países Bajos, que corresponde a las siglas Integrate NITrogen Impar Assessment Tool On a Regional scale.

Un gráfico del flujo de las entradas de N y procesos de transformaciones en el modelo para los ecosistemas terrestres y acuáticos se muestra en la Figura 4.

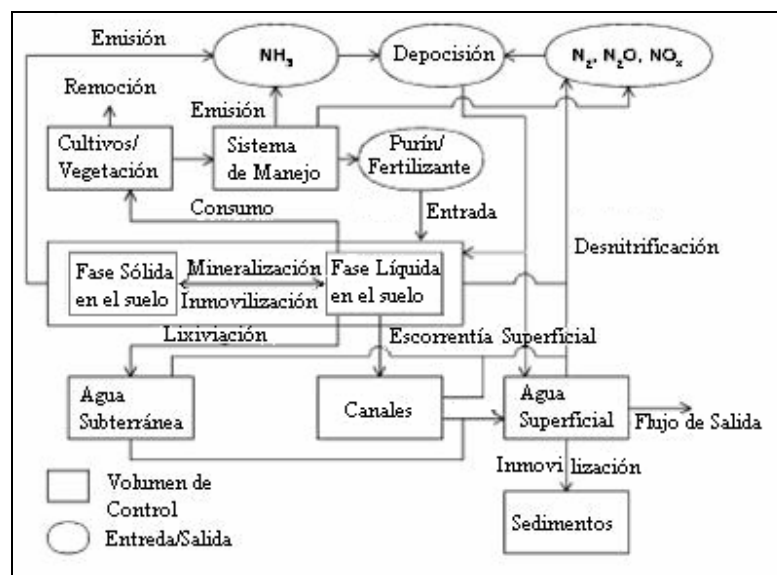


Figura 4. Flujos y procesos del modelo INIATOR.

Fuente: de Vries et al, 2003.

Este modelo es una figura simplificada de los destinos del N y las entradas al sistema terrestre. Primeramente, la red de carga del sistema terrestre con sus pérdidas son calculadas como una función del tipo de suelo, el uso del suelo y la hidrología, usando un balance simple en la superficie del suelo. La siguiente red de carga del suelo es igual al total de N de entrada corregido por las salidas vía emisión de amonio y consumo de N de los cultivos o vegetación natural. Después se calculan el N inmovilizado/mineralizado en el suelo y las pérdidas de N por desnitrificación. Las fuentes de N en los sistemas de cultivos incluyen estiércol animal, fertilizantes y deposición atmosférica. La entrada de N en los sistemas no cultivados sólo incluye la deposición atmosférica. La emisión de amonio está relacionada a la aplicación de estiércol y fertilizantes en el suelo. La parametrización de las ecuaciones de pérdidas de NH_3 desde el estiércol están definidas de tal forma que incluyen toda la pérdida de NH_3 desde el estiércol, incluida aquella desde los sistemas de crianza de animales, el almacenaje del estiércol, el pastoreo y la aplicación al suelo.

Secundariamente, se calcula el destino del N que deja el sistema terrestre. Las pérdidas por lixiviación que salen del sistema terrestre son divididas en agua superficial y subterránea. Desde que hay interés en la lixiviación de nitrógeno a las aguas subterráneas a un metro bajo el nivel freático (nivel al que se midió la concentración de nitrato en Los países Bajos), la desnitrificación en las aguas subterráneas superiores también fue considerada.

Los procesos considerados relevantes en el sistema acuático fueron la desnitrificación y la inmovilización del nitrógeno en los sedimentos, en acequias y grandes aguas superficiales. Debido a esto la desnitrificación fue calculada en el suelo, el agua subterránea, acequias y el agua superficial.

Se consideró la salida del sistema terrestre y la deposición directa sobre las aguas superficiales como entradas de nitrógeno al sistema acuático. Las variadas entradas/salidas de N desde la inmovilización en el suelo, el agua subterránea y el agua superficial fueron calculadas con un consistente set de ecuaciones.

Además, se realizaron las siguientes suposiciones en el modelo aproximado:

- Los procesos de transformación del nitrógeno en el sistema terrestre tomaron lugar en la siguiente secuencia: emisión de amonio (considerada relevante en el sistema de cultivos) seguida por el consumo de N, Acumulación/inmovilización de N, nitrificación y desnitrificación en el suelo, y retención (inmovilización más desnitrificación) en la superficie del agua (relevante para sistemas acuáticos).
- Todos los procesos de transformación del N están linealmente relacionados con el flujo de N (cinética de primer orden).
- Las constantes de transformación lineal son funciones del uso de suelo, el tipo de suelo y la hidrología.

Las aproximaciones del modelo fueron aplicadas a todo el territorio de Los Países Bajos, distinguiendo celdas con combinaciones únicas de tipo de suelo, uso de suelo e hidrología, lo que determina la parametrización de los procesos de transformaciones del N.

8. LEACHMN

Es un modelo determinístico unidimensional que simula el movimiento del agua y solutos relacionando procesos químicos y biológicos en la zona no saturada del suelo. LEACHM fue desarrollado por John Hutson and Jeff Wagenet, en el Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences at Cornell University, Ithaca, New York, USA.

La versión LEACHMN que dirige la dinámica del nitrógeno, contiene subrutinas que calculan el flujo del agua, infiltración de NO_3 , evapotranspiración, flujo de calor, transformaciones del nitrógeno y el consumo de nitrógeno de las plantas. Los principales procesos de transformaciones del nitrógeno modelados por LEACHMN son:

La reacción de mineralización para cada grupo orgánico, incluyendo la urea:

$$\frac{dN_i}{dt} = -k_{mi} * N_i \quad (1)$$

Donde N_i representa la fracción de masa de N-humus, N-residuos, materia fecal-N o urea, por unidad de volumen de suelo, y k_{mi} son las constantes de primer orden.

La Nitrificación, que actúa a una tasa potencial de $k_{nit} * NH_4$ decreciendo como un máximo de NO_3^-/NH_4 a razón de concentración r_{max} (Johnson et al. 1987), que es aproximado como:

$$\frac{dNH_4}{dt} = -k_{nit} \max\left(\frac{N_{NH_4} - N_{NO_3}}{r_{max}}\right) \quad (2)$$

La desnitrificación que sigue la cinética de Michaelis-Menten:

$$\frac{dN_{NO_3}}{dt} = -\frac{k_{denit} * N_{NH_4}}{(N_{NO_3} + C_{sat})} \quad (3)$$

Donde K_{denit} es una tasa potencial y C_{sat} es una constante de media-saturación.

La volatilización, una reacción de primer orden de pérdida de NH_4 desde la capa superficial.

$$\frac{dN_{NH_4}}{dt} = -k_{volat} * N_{NH_4} \quad (4)$$

Las constantes de tasa k_{mi} , k_{nit} y k_{denit} son ajustadas por efectos de la temperatura y de el contenido de agua (Johnson et al. 1987). Una función de tipo Q10 es asumida para la temperatura, mientras que las constantes decrecen hacia ambos lados de un rango óptimo de contenido de agua.

El consumo de nitrógeno del cultivo es calculado usando el procedimiento de Watts and Hanks (1978). El consumo de nitrógeno anual (consumo total desde el brote hasta la cosecha) es requerido como dato de entrada, y fija el máximo consumo simulado.

El flujo de agua puede ser simulado basado en los valores obtenidos a través de mediciones de conductividad hidráulica y retención de agua y resolviendo la ecuación de Richards para el flujo de agua, o estimar los valores de estas propiedades a través de funciones de pedotransferencia basadas en la densidad, contenido de materia orgánica e información acerca del tamaño de las partículas.

El modelo usa la ecuación de convección-dispersión para el transporte de solutos, y balances de nitrógeno en el suelo después de simular desnitrificación, volatilización, percolación y consumo de nitrógeno de las plantas.

El lenguaje de programación del modelo es en FORTRAN 77 y el sistema de operación es DOS.

9. MANNER

Es un modelo pensado como sistema de apoyo a la toma de decisiones, MANNER (MANure Nitrogen Evaluation Routine) fue diseñado para proveer una rápida estimación del nitrógeno

disponible en el estiércol o purines y pérdidas de nitrógeno debido a estos, para un rango de condiciones agronómicas, de fácil uso para los granjeros. Desarrollado por el Departamento de Alimentos Ecológicos y Asuntos Rurales y ADAS (Proveedor independiente de soluciones ambientales, desarrollo de servicios rurales y ayuda en políticas de manejo), Reino Unido.

No todas las vías de transformación del nitrógeno son cubiertas en MANNER, no se incluyen los procesos de desnitrificación e inmovilización.

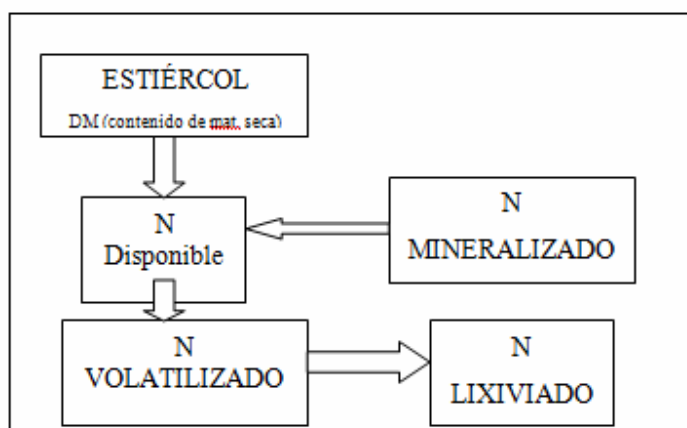


Figura 5. Esquema de los procesos modelados por MANNER.

MANNER requiere como dato de entrada la tasa y el tipo de estiércol aplicado, y asume que la aplicación es precisa y uniforme. Tiene un menú que permite la selección de 17 tipos de estiércol, se requiere información del nitrógeno total, nitrógeno fácilmente disponible (NH_4) y el contenido de materia orgánica del estiércol. De no contar con la información el sistema posee valores basados en análisis típicos de los purines y residuos agrícolas en Inglaterra.

Sin embargo, si el único análisis disponible es el de contenido de materia seca, MANNER ajusta el contenido total de nitrógeno del purín a una ecuación cuadrática de la forma:

$$N = a + b * DM + c * DM^2 \quad (5)$$

Donde N es el contenido de nitrógeno total (kg/t de peso fresco), DM es el contenido de materia seca (%), y a, b y c son constantes derivadas para cada tipo de estiércol, de una base de datos de resultados analíticos. Similarmente, se obtiene el nitrógeno fácilmente disponible en relación al contenido de materia seca:

$$N_a = d + e * DM \quad (6)$$

Donde N_a es el nitrógeno fácilmente disponible (como porcentaje del nitrógeno total), DM es el contenido de materia seca (%), y d y e son constantes derivadas de una base de datos.

La volatilización del amonio (NH_3) es generalmente la primera de las principales vías de pérdidas de nitrógeno que siguen a la aplicación del estiércol. Típicamente el 65% de del contenido de NH_4 en FYM ha sido mostrado que se pierde a través de la volatilización (Chambers et al 1998). La incorporación al suelo puede ser muy efectiva en reducir la pérdida por volatilización, pero debe ser rápida, o vía inyección. MANNER por eso estima la cantidad perdida por volatilización

tomando en cuenta el tiempo entre la aplicación y la incorporación al suelo, asumiendo que las pérdidas después de la incorporación son bajas.

En recientes experimentos realizados en terreno han sido medidas las pérdidas sobre diferentes periodos de tiempo que siguen a la aplicación de purines sólidos y líquidos. Las mediciones de pérdidas de amonio fueron ajustadas con las ecuaciones tipo Michaelis-Menten, que ha sido exitosamente usadas por Sommer & Ersboll (1994) para describir las emisiones de amonio. Las ecuaciones tienen la forma:

$$N(t) = N_{\max} \left(\frac{t}{t + k_m} \right) \quad (7)$$

Donde t es el tiempo entre la aplicación del estiércol y la incorporación al suelo (días), $N(t)$ es la acumulación de NH_3 volatilizado antes del día t (como porcentaje de el nitrógeno fácilmente disponible aplicado), N_{\max} es la máxima pérdida de NH_3 cuando t se aproxima al infinito y k_m es el tiempo cuando $N(t) = 0.5 N_{\max}$. Usando estas ecuaciones, los valores de N_{\max} y k_m fueron derivados de para los diferentes tipos de purines.

Cuando es aplicado superficialmente estiércol líquido, el contenido de DM tiene una gran influencia en las pérdidas por volatilización (Jarvis & Pain, 1990; Sommer & Olsen, 1991). Smit & Chambers (1995) mostraron que las pérdidas de amonio son incrementadas por c. MANNER ajusta la volatilización potencial del amonio (N_{\max}) en relación a el contenido de materia seca del purín líquido, antes de estimar la emisión de amonio usando la ecuación aproximada de Michaelis-Menten.

No se realiza descuento en el modelo por consumo de nitrógeno del cultivo, ya que MANNER esta pensado para la aplicación en otoño, y el consumo de N del cultivo después de esta fecha es usualmente pequeño, debido a que los requerimientos del cultivo se consideran completamente llenos por el nitrógeno en el suelo antes de la aplicación de purines.

MANNER calcula la cantidad de pérdidas de nitrógeno a través de percolación del nitrógeno basado en la cantidad de nitrógeno fácilmente disponible remanente en el suelo después que las pérdidas por volatilización han sido tomadas en cuenta.

El contenido total de agua del perfil del suelo a capacidad de campo (contenido volumétrico de humedad) es definido por el tipo de suelo y/o textura y determina la susceptibilidad de lixiviar.

Para describir el movimiento del agua a través del perfil del suelo se utiliza un modelo simple de flujo de pistón es usado. Esto asume que el volumen del agua que entra al suelo como precipitación desplaza un volumen igual de agua desde el suelo como drenaje. Sin embargo, no toda el agua de las precipitaciones será infiltrada dentro del suelo, alguna se perderá a través de la evapotranspiración. La precipitación efectiva (ER) se calcula con la precipitaron real y las pérdidas por evapotranspiración.

El modelo usa un algoritmo simple para calcular la ER desde la precipitación observada (AR), la que está basada en los resultados actuales de ER y AR medidos entre 1989 y 1993 en 24 sitios de UK donde crecían cultivos de cereal.

$$ER = (0,86 * AR) - 60,9 \quad (8)$$

El modelo requiere una entrada para las precipitaciones siguientes a la fecha de la aplicación del purín hasta la fecha cuando termina el drenaje.

Las pérdidas de nitrógeno lixiviado desde el perfil del suelo son calculadas basandose en la cantidad de nitrógeno fácilmente disponible remanente después de la volatilización, usando la siguiente expresión.

$$AN_l = AN_v * \left(\frac{ER}{vm_m} - 0,4 \right) \quad (9)$$

Donde AN_l es la cantidad de nitrógeno fácilmente disponible lixiviado, AN_v es la cantidad de nitrógeno fácilmente disponible remanente después de la volatilización., y V_{ms} es el contenido volumétrico de humedad, a capacidad de campo, de la parte superior del suelo de 0 a 90 cm de profundidad (Anthony et al, 1996).

Si el terreno es arado antes de que pases un mes de la aplicación, se asume que ha pasado la mitad de la parte superior de la capa de suelo modelada (30 cm), y para el V_{ms} se toma sólo en cuenta la mitad del contenido volumétrico de humedad de la parte superior del suelo más la parte inferior, antes de usar la ecuación anterior.

La mineralización del nitrógeno orgánico del purín sobre un extenso periodo resulta en algún nitrógeno convertido en disponible para el consumo del cultivo, incluso si todo el nitrógeno fácilmente disponible ha sido previamente perdido a través de volatilización o lixiviación. Se ha sugerido que la tasa de mineralización no depende solamente del tipo de purín, sino también de la textura del suelo (Van Fassen & Van Dijk, 1987), temperatura y contenido de humedad (Sims, 1986). Para MANNER se usaron datos de campos de experimentos conducidos en UK (Smith et al. 1994; Chambers et al., 1996) para derivar la siguiente ecuación simple de mineralización, la que se aplica sobre la aplicación superficial o incorporación de purines:

$$N_m = N_0 * 0,1 \quad (10)$$

Donde N_0 es la cantidad de nitrógeno orgánico en el purín y N_m es la cantidad de nitrógeno orgánico mineralizado.

10. RZWQM Root Zone Water Quality Model

Es un modelo que simula los principales procesos físicos, químicos y biológicos en un sistema de producción agrícola. RZWQM es un modelo unidimensional (perfil de suelo vertical) que simula el crecimiento de la planta y el movimiento del agua, nutrientes y químicos agrícolas sobre, en y bajo la zona radicular de un área de un sistema de cultivo agrícola bajo un rango de práctica de manejo típicas.

RZWQM consiste en seis principales procesos que definen la simulación del programa, un generador de grilla numérica y un generador de reportes de salida. La interacción entre estos programas se logra a través del uso de siete archivos de datos de entrada y tres archivos de salida

generados. El usuario puede crear y modificar los archivos de entrada usando un editor comercial. Los procesos del programa son:

Procesos físicos que incluyen un largo número de procesos hidrológicos tales como: infiltración, transporte químico durante la infiltración, transporte químico hacia la escorrentía durante las precipitaciones, flujo de agua y químico a través de la matriz del suelo y macroporos (canales de raíces y de gusano), flujo de calor del suelo, fluctuación del nivel freático, evaporación del suelo desnudo y cubierto por residuos, transpiración del cultivo y redistribución del agua del suelo y químicos entre eventos de precipitación e irrigación. También se considera la acumulación de nieve y el derretimiento.

Procesos de crecimiento de la planta que predicen la respuesta de las plantas (maíz, soya, tigo) a los cambios en el medio ambiente. Los cambios medioambientales se pueden manifestar como variaciones normales en las variables del clima o por diferencias en las prácticas de manejo. El modelo simula asimilación del dióxido de carbono, asignación del carbono, respiración oscura, pérdidas de tejido, mortalidad de las plantas, crecimiento de las raíces, y consumo de agua y nitrógeno.

Procesos químicos que ocurren en el medioambiente inorgánico del suelo en apoyo de los procesos de los nutrientes, transporte químico, y procesos de los pesticidas. El estado químico del suelo es caracterizado por el pH, concentración de los iones más importantes, y cationes adsorbidos en el complejo de intercambio.

Procesos de los nutrientes, transformaciones del carbono y el nitrógeno en el perfil del suelo. Con los niveles iniciales de humus, residuos de cultivo, otros orgánicos, y concentraciones de nitrato y amonio, el modelo simula mineralización, nitrificación, inmovilización, desnitrificación y volatilización del nitrógeno.

Procesos de los pesticidas que incluyen las transformaciones y degradaciones de los pesticidas en la superficie de las plantas, los residuos de las plantas, la superficie del suelo y el perfil del suelo. Dadas las plantas, los residuos de las plantas, las características del suelo y los pesticidas, acopladas a las condiciones medioambientales, el modelo simula el destino de los pesticidas sobre y en el suelo. Los coeficientes de adsorción son adaptados diariamente para calcular las variaciones en la descomposición de la materia orgánica y cambios en la densidad del suelo.

Proceso de manejo que consisten en la descripción de actividades de manejo que influyen en el estado de la zona radicular.

Los sistemas de operación del modelo son: DOS, UNIX y VAX y el lenguaje de programación es FORTRAN.

11. STONE

Es un modelo desarrollado en Los Países Bajos para asesorar la emisión de nutrientes debido a los cambios en la agricultura a escala regional y nacional. En éste el ingreso de datos de características del suelo se distribuye espacialmente. Se compone de una cadena de modelos en que el primero es un modelo de optimización, CLEAN2, para calcular la distribución de fertilizante inorgánico y fertilizante orgánico de animales sobre Los Países Bajos y el resultante N y P de entrada en el suelo, el segundo es SRM (metamodel) para calcular la depositación del

nitrógeno desde la atmósfera y tercero un modelo mecánico determinístico ANIMO para calcular las emisiones de N y P. Los cálculos de ANIMO son hechos para una grilla de 250m * 250m con un intervalo de tiempo de 1 día. Este modelo detalla la esquematización espacial para los cálculos de ANIMO en una grilla de 6405 unidades de tierra únicas en Los Países Bajos que difieren en las características hidrológicas, de drenaje, uso de suelo, tipo de suelo, características químicas del suelo y clima. Los datos del suelo son importados desde cálculos separados con SWAP. SWAP es un extenso modelo mecánico unidimensional para simular el transporte vertical del agua en la zona no-saturada y saturada del suelo. A través de esta cadena de modelos STONE entrega como resultado los distintos flujos de salida del N y P en cada una de las celdas de discretización espacial.

12. WAVE

Es un modelo numérico determinístico de una dimensión (Vanclouster et al., 1994) que simula el transporte de masa y energía y las transformaciones del nitrógeno en el sistema planta-suelo. Desarrollado por el Institute for Land and Water Management of the Katholieke Universiteit Leuven, Bélgica.

WAVE es una integración de modelos previos como el SWATTER (módulo de agua), SOILN (modulo de nitrógeno), LEACH (modulo de solutos y calor) y SUCROS (módulo de crecimiento de los cultivos).

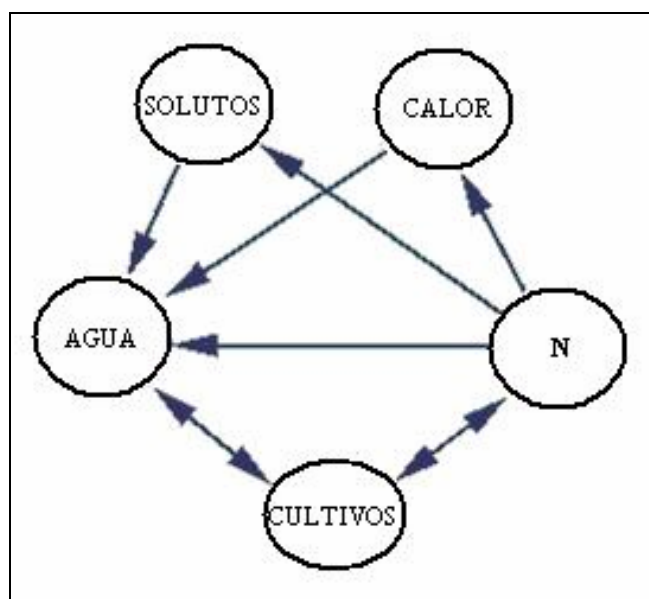


Figura 6. Módulos dentro del modelo WAVE.

Fuente: <<http://www.geru.ucl.ac.be/recherche/equipement/wave/wave.htm>>

El modelo WAVE tiene como datos de entrada la evapotranspiración potencial, T° máxima y mínima y precipitación diaria; la entrada diaria de agua y nitrógeno; las condiciones iniciales de contenido de agua, NO₃, NH₄ y nitrógeno orgánico en las capas del suelo; los parámetros que describen la hidráulica y propiedades de transporte de los niveles del suelo; el LAI (índice de hojas en vegetación, fracción de área cubierta con vegetación) y parámetros que describen consumo de agua y nitrógeno de las plantas en los distintos niveles del suelo.

El flujo de agua en la zona no saturada del suelo es descrito por la ecuación de Richards, la que es resuelta por el modelo con una discretización implícita combinada con una linealización explícita del diferencial de la capacidad de humedad y la conductividad. Los datos de característicos de la retención de humedad $\Psi(\theta)$ son ajustados con el modelo de Van Genuchten (1980):

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = (1 + |\alpha \psi|^n)^{-m} \quad (11)$$

Donde θ_r y θ_s son el contenido residual y saturado de agua respectivamente, α (1/l), n y m son parámetros empíricos.

La conductividad hidráulica se ajusto al modelo de Gardner (1958):

$$k(\psi) = \frac{k_s}{1 + (b * \psi)^d} \quad (12)$$

Donde K_s es la conductividad hidráulica saturada y b y d son parámetros empíricos.

El potencial de transpiración y evaporación se calculan diariamente con los valores del potencial de evapotranspiración (ET_0) calculado de los datos climatológicos y de los valores interpolados del LAI, como sigue:

$$E_{pot} = e^{-0,6+LAI} * K_c * ET_0 \quad (13)$$

$$T_{pot} = K_c + ET_0 - E_{pot} \quad (14)$$

Figura 3.7 Esquema de los distintos compartimientos y formas de los nutrientes en WAVE.

Fuente: <<http://www.geru.ucl.ac.be/recherche/equipement/wave/wave.htm>>

El movimiento vertical del NO_3 y NH_4 a través del suelo es descrito por la ecuación de convección-dispersión (Vanclooster et al, 1994) El coeficiente de difusión aparente (D_a) es relacionado al coeficiente de difusión en agua pura D_o (l^2/T) según la siguiente relación (Vanclooster et al, 1994).

$$D_a = \frac{D_o * p * e^{-u\theta}}{\theta} \quad (15)$$

Donde p y u son constantes empíricas. La mineralización del nitrógeno del humus del suelo y la transformación del nitrógeno inorgánico (nitrificación, desnitrificación y volatilización) son simuladas con ecuaciones de reacciones de primer orden.

El consumo de agua de las raíces como función de la profundidad (z) y del potencial de agua (ψ), es descrito por una función que introduce un consumo de agua de la raíz máximo, y funciones de stress del agua descritas como funciones lineales (Vanclooster et al, 1994)

La tasa potencial de consumo de nitrógeno de las raíces se calcula siguiendo el modelo de Huwe y Van der Ploeg (1998), con parámetros ajustados para calzar el consumo acumulativo de nitrógeno con la cantidad final de nitrógeno analizada en las hojas, frutas y podas anuales.

El modelo se opera desde los sistemas; UNIX, MS-DOS y esta programado en el lenguaje FORTRAN.