

DEFINICIÓN DE ÁREAS DE RIESGO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS POR APLICACIÓN DE NITRÓGENO

INFORME FINAL

CAPÍTULO 1 – INTRODUCCIÓN

CONTENIDO	Página
1 CONTEXTO DEL ESTUDIO _____	5
2 CICLO DEL NITRÓGENO _____	9
3 OBJETIVOS Y ASPECTOS METODOLÓGICOS GENERALES _____	13

1 CONTEXTO DEL ESTUDIO

Las aguas subterráneas son consideradas generalmente de buena calidad para el consumo humano y en algunas zonas del planeta constituyen el único recurso de agua dulce disponible. Son un recurso de lenta renovación, decenas a miles de años normalmente, por lo que constituyen un bien que el ser humano debe cuidar y conservar. En este contexto, la acumulación de nitrato en las aguas subterráneas es un aspecto de máxima importancia que debe y tiene que ser evitado, ya que tanto la remediación como la recuperación de un acuífero contaminado son complejas, costosas y de resultados no necesariamente satisfactorios.

El aumento de la concentración del ión nitrato NO_3^- , representa una de las causas más comunes de deterioro de las aguas subterráneas en todo el mundo, hecho que preocupa a la comunidad internacional y, a los gobiernos de distintos países, dentro de los cuales Chile no queda al margen.

Las actividades agrícolas y pecuarias constituyen la principal fuente de aporte de nitrato a las aguas subterráneas. En efecto, en los últimos años se ha potenciado una agricultura intensiva, basada en el uso de fertilizantes sintéticos de alto rendimiento y en el cultivo de especies vegetales de rápido crecimiento. Este rápido e intenso desarrollo agrícola, al igual como ha ocurrido con la actividad industrial, potencialmente genera una serie de efectos medioambientales negativos. Además, en lo referente a la ganadería, el manejo intensivo de pastoreo y el número de estabulaciones confinadas ha aumentado de forma considerable, constituyendo también una fuente potencial de nitratos de aguas superficiales y subterráneas por compuestos nitrogenados.

El aumento de concentración de nitratos puede ser de carácter difuso, aumentando su concentración en grandes volúmenes acuíferos y dominios hídricos conectados, tales como ríos, embalses, estuarios y otros. Este tipo de contaminaciones tienen generalmente un origen en fuentes igualmente difusas como son el uso de fertilizantes nitrogenados orgánicos e inorgánicos como por la lixiviación de sus compuestos hacia las napas

superficiales. La presencia de nitratos de las aguas subterráneas, en ocasiones, puede deberse también a las fugas desde redes de alcantarillado.

Por otra parte, el aporte de nitrógeno en acuíferos suele producir además, eutrofización de aguas, acumulación de metales pesados en suelos y posterior lixiviación, así como bioacumulación de éstos en las cadenas tróficas. En casos puntuales, se observa también presencia de nitratos de carácter local que resulta de la lixiviación del nitrato desde fuentes puntuales relativamente pequeñas como las pilas de abono agrícola y desechos animales, pozos sépticos, lagunas de acumulación de desechos, entre otras.

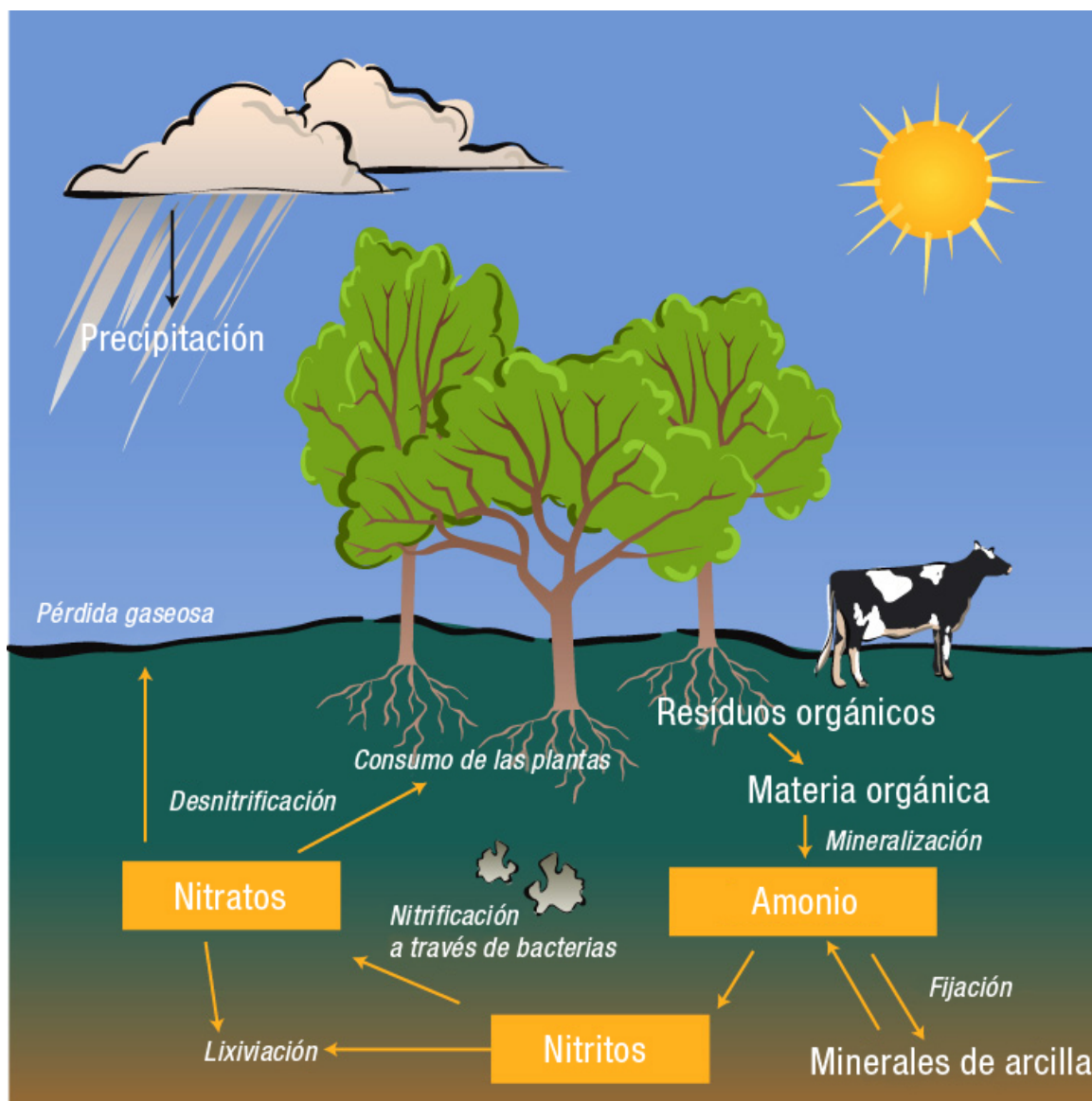
El riesgo de acumulación de nitrato en el agua subterránea no depende solamente de la existencia y características de las cargas contaminantes, sino también de la vulnerabilidad del acuífero.

Los acuíferos más vulnerables a la acumulación de nitratos son aquellos que en general cumplen las siguientes condiciones, ya sea en forma individual o como una ponderación de varios de estos factores: (i) napa subterránea poco profunda, (ii) comportamiento del tipo libre o freático, (iii) zona vadosa o no saturada sin presencia de niveles finos o de alta permeabilidad. Además, siempre va a ser importante poder considerar, la velocidad de renovación de las aguas del acuífero, el uso que se le estén dando o no a estas aguas, la existencia de captaciones (pozos) y los puntos de descarga de las aguas del acuífero ya sean éstos ríos, embalses, litoral u otro nivel acuífero.

Por otra parte, el conocimiento del ciclo del nitrógeno resulta fundamental para entender el origen, las causas, la evolución y los resultados de las concentraciones de nitratos. Así, y aunque el 99% del nitrógeno conocido se encuentra como N_2 atmosférico o N_2 disuelto en los océanos, la proporción restante contenida en distintos estados de oxidación y en las formas gaseosa, disuelta o sólida, en aguas dulces, en rocas o combinado con los elementos C, H, O para formar la materia orgánica, hacen que la complejidad de su ciclo biogeoquímico y microbiológico sea muy sensible a las perturbaciones naturales y antrópicas.

En la [Figura 1.1](#) se esquematiza el ciclo del nitrógeno incluyendo sus principales reacciones. En algunas de éstas, distintos tipos de bacterias son catalizadoras o inductoras de las reacciones intermedias que sufren los compuestos nitrogenados dentro del ciclo.

Eliminado



Fuente: [http://www.windows.ucar.edu/]

Figura 1.1. Ciclo del Nitrógeno.

Desde el punto de vista de la evaluación agronómica y en particular para los objetivos de este proyecto, es muy importante conocer y poder cuantificar estas reacciones en relación a la acumulación de nitrato potencial de los acuíferos, en el sentido de determinar el efecto de las transferencias de las formas nitrogenadas existentes durante su ciclo biogeoquímico en el suelo, donde ocurren la mayoría de estas reacciones.

Finalmente, es necesario considerar que estas reacciones bioquímicas y biológicas dependen de otros factores importantes de ser caracterizados, tales como la composición y concentración de nitrógeno de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos, factores del suelo como la temperatura y humedad, contenido y origen de la materia orgánica, concentración de O_2 , entre otros, los cuales afectarán en mayor o menor medida la rapidez y oportunidad de ocurrencia de la cinética y termodinámica de cada reacción bajo determinadas condiciones de manejo agropecuario y geoclimáticas locales.

2 CICLO DEL NITRÓGENO

El N es el nutriente mineral de mayor uso en la nutrición vegetal y el cuarto elemento más común en la composición vegetal después del C, H y O. Como se describió anteriormente, el N existe en diferentes estados físicos y de oxidación, cambios mediados por los microorganismos del suelo. La facilidad por la cual ocurren estos cambios oxidativos resulta en la formación de diferentes formas inorgánicas que son rápidamente liberadas hacia el ecosistema. La forma NO_3^- es muy soluble en agua y esto conlleva su lixiviación y transporte a través de las aguas. Las formas NH_4^+ - NH_3 están sujetas a volatilización y fijación por arcillas y materia orgánica del suelo. También, las formas gaseosas y solubles llevan a contaminación ambiental. Como referencia, en algunos países, los costos por contaminación de N es un enfoque crucial para los fabricantes de fertilizantes nitrogenados.

El concepto del ciclo de N fue formulado por Löhnis en 1913, seguido por la identificación de las formas de N en el suelo y el rol de los microorganismos en el movimiento de N de una forma a otra, representando el N_2 como centro del ciclo y reconociendo proteínas, amidas, y las formas NH_3 , NO_2^- y NO_3^- . Décadas después, se reconoció la importancia de la lixiviación, volatilización y descomposición, como también, el efecto de la fertilización y la depositación atmosférica (Paul, E. y Clark, F., 1996).

A continuación se describen brevemente las reacciones del ciclo biogeoquímico del nitrógeno, desde un punto de vista químico, pero también con ciertas anotaciones agronómicas que ayudan a comprender porqué las buenas prácticas agrícolas pueden evitar grandes contaminaciones de nitratos en aguas subterráneas.

Estas reacciones se presentan considerando que su interés en este proyecto, es evaluarlas desde la perspectiva de las pérdidas de nitrógeno que se produce en el suelo, sobre la carga de nitrógeno aplicada en los campos, disminuyendo la carga potencialmente lixiviable y contaminante.

Así, una de las primeras reacciones que ocurre a nivel superficial del suelo es el proceso de la **Volatilización**. Cuando los fertilizantes orgánicos, con su gran componente de nitrógeno

orgánico, son aplicados en los campos, se produce la hidrólisis de la urea y la volatilización de parte del amonio siguiendo la reacción:



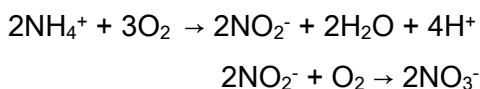
En los fertilizantes sintéticos el N-NH_4^+ reacciona con los OH^- del suelo transformándose en amoníaco (NH_3) que volatiliza hacia la atmósfera, y agua, por lo que este proceso ocurre en mayor medida en suelos alcalinos o cuando el pH del suelo ≥ 8 . También ocurre en mayor medida con el aumento de la concentración del NH_4 , su presión parcial, la temperatura o la presencia de viento. Pero sobretodo es muy dependiente de la composición de la carga nitrogenada considerada y su manejo agropecuario. Por ejemplo, la volatilización es distinta si se trata de estiércoles (contenido en materia seca $> 15\%$) o de purines (contenido en materia seca $< 15\%$) y durante su manejo, estas pérdidas por volatilización pueden aminorarse no acopiando el abono mientras esté húmedo y minimizar su manipulación en épocas cálidas y secas. En climas templados y calurosos puede perderse hasta un 50% del N-NH_4^+ en las primeras 12 horas y, después de una semana post-aplicación, casi el 100% del N-NH_4^+ , que representa un 50% del N total.

En general, se considera que los estiércoles pecuarios que no son incorporados al suelo pierden entre un 10 al 60% del nitrógeno contenido por volatilización, mientras que los purines alcanzan mayores pérdidas de hasta un 80%. Sin embargo, el valor promedio de las pérdidas por volatilización se puede considerar de entre un 20 a 30%.

Otra de las primeras reacciones que ocurre en el suelo es el proceso de la **Mineralización**, que transforma el nitrógeno orgánico en nitrógeno mineral (como NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-). Este proceso que afecta a los compuestos nitrogenados se produce mediante la aminización, la **Amonificación** y la **Nitrificación**.

Los procesos de la aminización y la amonificación son catalizados por microorganismos heterótrofos, incluyendo bacterias y hongos, que su requerimiento de energía lo satisfacen con la oxidación de compuestos de carbono orgánicos. El NH_4 generado es transformado prácticamente por completo a nitrito y después a nitrato (nitrificación) quedando disponible para su absorción por las plantas, desnitrificación y/o lixiviación. La nitrificación es una reacción importantísima desde el punto de vista de la fisiología vegetal, ya que la presencia

del ión amonio en concentraciones altas produce efectos fitotóxicos en los cultivos. Está realizada por bacterias autótrofas (p.e. *Nitrosomonas* para la transformación del amonio a nitrito, y p.e. *Nitrobacter* para la transformación de nitritos a nitratos), que obtienen su energía de la oxidación de sales inorgánicas y del CO₂ de la atmósfera que las rodea. La nitrificación puede representarse como:



El proceso global de la mineralización es lento, y puede prolongarse por más de un año desde la aplicación de las excretas en el suelo. Factores que afectan este proceso son la población de microorganismos responsables de este proceso, el pH, la aireación, la humedad y la temperatura del suelo.

Las plantas incorporan mayoritariamente los nutrientes necesarios para su crecimiento por sus raíces, el nitrógeno preferentemente en forma de nitrato. Este es el proceso de la **Absorción**, que su cuantificación en términos agronómicos equivaldría a la eficiencia de uso, o eficacia de recuperación respecto una cantidad determinada de nutrientes aplicados en forma de fertilización orgánica o inorgánica, y que se expresa como porcentaje del nutriente realmente absorbido por el cultivo.

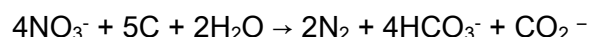
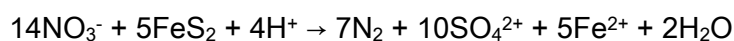
Este valor resulta máximo para dosis de aplicación de fertilizante bajas y disminuye conforme éstas últimas se incrementan. Así, para dosis de fertilización superiores al óptimo económico, la eficiencia disminuye drásticamente y por encima del máximo técnico el aporte de N no se traduce en mayor producción, quedando este exceso de N mineral expuesto al lavado (Andreu *et al*, 2006). En términos generales la eficiencia de uso promedio de la fertilización nitrogenada en Chile oscila entre un 50 al 65%.

Los estiércoles y purines son también usados por las plantas como nutrientes para su crecimiento. La eficiencia de uso en la recuperación de cada nutriente procedente de los estiércoles y purines es menor que para los fertilizantes agrícolas, en este caso en torno a un 33% (M.T. Varnero, Universidad de Chile, comunicación personal).

Finalmente, bajo condiciones anaeróbicas, muchas veces en la zona saturada, tiene lugar la **Desnitrificación**. Este proceso catalizado por otras bacterias (p.e. *Pseudomonas*, *Bacillus*)

reduce el nitrato a N gas (N_2) o óxidos de N (N_2O), haciendo que este nitrógeno vuelva a la atmósfera. Este hecho significa que se puede producir una atenuación natural de la acumulación de nitrato, es decir, que bajo determinadas condiciones físico-químicas se reduce la concentración del nitrato contaminante de manera natural.

Este proceso, puede estar relacionado con la oxidación de sulfuros o con la oxidación de materia orgánica:



Este proceso depende por lo tanto de la cantidad de oxígeno del suelo (y por lo tanto también, de sus características de drenaje), así como de la concentración de NO_3 y temperatura. Aunque este proceso puede implicar pérdidas entre un 0 y un 73% del N aplicado, en general, en la mayoría de los suelos agrícolas este valor oscila entre un 7 y 14% en climas fríos y entre un 20 y 30% en climas cálidos (Rodríguez, J., 1993). También diversos estudios han relacionado detalladamente las pérdidas por desnitrificación según el contenido de M.O. y el tipo de drenaje del suelo (Paul, E. y Clark, F., 1996).

3 OBJETIVOS Y ASPECTOS METODOLÓGICOS GENERALES

El objetivo general del estudio es la elaboración de una guía metodológica que permita identificar áreas de riesgo de aguas subterráneas por aplicación de nitrógeno, a nivel regional, y contribuir de esta manera al manejo sustentable de fuentes nitrogenadas aplicadas al suelo.

Los objetivos específicos del estudio son los siguientes:

- Revisar bibliografía (nacional e internacional) y elaborar un diagnóstico de la problemática a nivel nacional.
- Desarrollar una metodología que permita relacionar aspectos ambientales de las aguas subterráneas, por ejemplo, vulnerabilidad de acuíferos, con el uso del suelo en labores agropecuarias, en términos de las cargas de nitrógeno aplicadas, con el fin de identificar sitios de mayor riesgo por aplicación de nitrógeno.
- Identificar de áreas para validar la metodología desarrollada mediante muestreos en terreno.
- Determinar áreas de riesgo en base a la metodología diseñada.

Independientemente de cual sea la metodología a desarrollar, ésta requiere de un adecuado análisis técnico de dos aspectos básicos: (i) definición y sectorización de la vulnerabilidad al aumento de nitrato en los acuíferos y (ii) análisis de fuentes potenciales de contaminantes y estimación de carga de nitrógeno generados por las diferentes actividades agropecuarias que se desarrollan en la zona.

La vulnerabilidad al aumento de nitrato de un acuífero se puede obtener a dos niveles: (i) vulnerabilidad general o intrínseca y (ii) vulnerabilidad específica.

La **vulnerabilidad intrínseca al aumento de nitratos de un acuífero** corresponde a una clasificación de la vulnerabilidad de las napas subterráneas susceptibles a ser contaminadas por un agente o elemento cualquiera (nitrógenos, pesticidas, hidrocarburos, metales pesados, etc.).

En este caso la vulnerabilidad se calcula, independiente del método a aplicar (GOD, DRASTIC, BGR, etc.), en base a las propiedades geológicas e hidrogeológicas del acuífero y de la zona no saturada, como por ejemplo profundidad de la napa, tipo de acuífero (libre, confinado, semi-confinado, libre cubierto, principalmente), condiciones de recarga, estructura litológica de la zona no saturada, etc. Es decir, no se incluye en el cálculo las propiedades específicas o particulares de los potenciales agentes contaminantes.

En cambio, la **vulnerabilidad específica al aumento de nitratos** es una estimación de la vulnerabilidad en el agua subterránea de un agente o elemento específico, que en el caso de este estudio es el nitrógeno.

Por consiguiente, el cálculo de la vulnerabilidad específica requiere, además de las propiedades geológicas e hidrogeológicas de la zona, las características específicas del potencial agente contaminante.

Este aspecto es particularmente importante, ya que por ejemplo, algunos elementos potencialmente contaminantes tienen una alta capacidad de adsorción en el suelo o reaccionan en forma significativa con otros elementos, lo que en definitiva retrasa o atenúa en forma significativa su transporte o movimiento desde la superficie del terreno hasta las napas subterráneas.

Dado que no forma parte de este estudio el cálculo y generación de cartografía de vulnerabilidad al aumento de nitrato de acuíferos, se considera entonces, necesario establecer si los antecedentes disponibles son adecuados y suficientes para la aplicación de la metodología que se desarrollará en base a la cartografía disponible por SERNAGEOMIN. Por consiguiente, la disponibilidad de información adecuada y suficiente de vulnerabilidad de acuíferos es uno de los aspectos condicionantes para la selección de los sectores pilotos donde se aplicará y validará la metodología desarrollada.

Es importante además, distinguir entre los conceptos de vulnerabilidad al aumento de nitrato de un acuífero, ya sea intrínseca o específica, con el riesgo de aumento de la concentración en el agua subterránea o en determinadas fuentes o pozos de abastecimiento.

El riesgo de aumento de concentración de un contaminante en el agua subterránea, en términos generales, corresponde a la superposición de la vulnerabilidad del acuífero y las potenciales cargas de contaminantes que se descargan en el suelo o subsuelo.

Esto implica que cuando se habla de riesgo de aumento de un compuesto en un acuífero, debe entenderse que éste está referido a un agente o elemento específico y a una determinada actividad potencialmente contaminante que se desarrolla en uno o varios sectores de la zona de estudio. Es decir, si cambian las actividades potencialmente contaminantes, entonces el riesgo a la acumulación a dicho contaminante también variará en función de las anteriores.

Las distintas metodologías existentes para la estimación del riesgo al aumento de un compuesto difieren entonces en la forma en que se relaciona y pondera la vulnerabilidad de un acuífero, con la potencial carga contaminante.

Algunos métodos entregan estimaciones más bien cualitativas, por ejemplo, ponderaciones crecientes del nivel de riesgo desde alto a nulo y otros, entregan estimaciones semi-cuantitativas o cuantitativas, es decir, indican además de la clasificación del riesgo una estimación de las potenciales cargas contaminantes que pueden alcanzar la napa subterránea y la concentración esperada del elemento.

Los métodos cuantitativos requieren, en su gran mayoría, el desarrollo de modelos de transporte de contaminantes a través de la zona no saturada, aspecto que no se considera dentro de los alcances de este estudio y que en general se recomienda aplicar para el estudio de sitios específicos donde normalmente se han producido descargas puntuales o difusas de contaminante asociadas a accidentes o mal manejos de procesos. En estos casos, lo que interesa es poder determinar el efecto del evento específico sobre el acuífero, para poder diseñar los planes de contingencia y remediación adecuados.

En este estudio, la metodología que se considera desarrollar estará orientada a establecer el riesgo de acumulación de nitrato en los acuíferos, en forma cualitativa, por actividades agropecuarias que potencialmente generan descarga de nitratos al suelo, utilizando para ellos en muchos casos datos que son cuantitativos.

Al igual que para la vulnerabilidad de un acuífero, la disponibilidad de información adecuada y suficiente para estimar las potenciales cargas contaminantes de cada una de las actividades agropecuarias identificadas, constituye uno de los aspectos condicionantes para la selección de los sectores pilotos donde se aplicará la metodología propuesta.

La aplicación de este tipo de metodología requiere del manejo espacial geo-referenciado de la información y por consiguiente el uso de herramientas SIG.

Con el objetivo de validar la metodología desarrollada, se incluyen dentro de las actividades del estudio, el diseño y ejecución de una campaña de terreno en las zonas pilotos seleccionadas.

Para esto se considera levantar información de potenciales actividades que aporten nitratos y tomar muestras para análisis de la calidad de las aguas subterráneas en sectores donde se determinaron diferentes niveles de riesgo al aumento de concentración de nitratos, con la finalidad de corroborar los resultados de la información temática generada.

En este contexto, se considera además en algunos sectores tomar muestra para realizar análisis isotópicos ($\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3}$ y $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3}$), que son de gran utilidad para caracterizar y establecer el origen del nitrato o foco y, los procesos que la están afectando. La identificación de la existencia de estos procesos es de interés para conocer si existe una atenuación natural del nitrato que ingresa al acuífero.