

EVALUACIÓN DEL LIXIVIADO DE NITRATOS MEDIANTE EL CÓDIGO GLEAMS ACOPLADO A UN SIG. APLICACIÓN AL ACUÍFERO DE MNASRA (MARRUECOS).

K. Tamoh¹, A. Maslouhi¹, L. Candela² y J. Carrera²

¹ Laboratoire de Mécanique des Fluides et des Transferts Thermiques. Faculté des Sciences, Université IBN TOFAIL, BP 133, 1400 Kénitra, Maroc; karim_tamoh@yahoo.fr, maslouhi_a@yahoo.com

² Dep. de Ingeniería del Terreno y Geociencias. Universidad Politécnica de Cataluña-UPC, Edificio D-2 C/Gran Capitán S.N. 08034-Barcelona; Lucila.Candela@upc.edu, Jesus.carrera@upc.edu

RESUMEN. La región de Mnasra, situada al NW de Marruecos, se caracteriza fundamentalmente por una intensa actividad agrícola, que se ha visto incrementada en los últimos años por el cambio a cultivos intensivos que requieren una mayor aplicación de agroquímicos. El acuífero subyacente constituido por materiales aluviales y arenas de origen eólico, presenta actualmente una importante contaminación por nitratos, que excede en la mayoría de los casos la concentración de 50 mg/l.

Con la finalidad de simular el transporte de nitrógeno al acuífero de Mnasra a través de la zona no saturada se ha aplicado el código GLEAMS acoplado a un Sistema de Información Geográfica (Arcview). La validación de la metodología se ha realizado en una zona arenosa con cultivo de trigo. Los resultados obtenidos en esta aplicación muestran que existe una gran similitud entre las simulaciones obtenidas y los valores experimentales de nitratos medidos en la región.

A partir de esta metodología se han podido establecer mapas para la región de Mnasra donde se muestra la distribución espacial de la evapotranspiración, agua drenada hacia el acuífero, nitrógeno extraído por las plantas, y del nitrógeno mineralizado y lixiviado hacia el acuífero. Es de especial interés el mapa de nitrógeno lixiviado en la medida que puede permitir las zonas de riegos de lixiviado a través de la zona no saturada. Esta aplicación también ha permitido determinar las prácticas agrícolas (cultivo-suelo-fertilización) que puedan entrañar un mayor riesgo para la contaminación del acuífero.

ABSTRACT. In the area of Mnasra, (North-Western Morocco), the water table is very shallow and the exchanges between the surface of the soil and groundwater are particularly intense. The aquifer in this area shows high vulnerability to contaminants and in particular to agrochemicals. During the last years the risk has increased due to changes in agricultural management with intensive fertilizer application in order to increase crop productivity. Consequently, as agricultural pollution occurs nitrate becomes the major anion in groundwater, exceeding the standard of 50 mg/l in the majority of the wells. In order to

avoid and predict such nonpoint pollution, it is necessary to analyse the causes of contamination and to characterise N transport through the unsaturated zone.

To obtain this information, models for solute transport (i.e. GLEAMS) and a GIS can be used as a tool for organizing, storing retrieving and displaying spatially related information. In the area of Mnasra, characterised by a diversity of soil profiles and cultural practices, forecast transport and spatial distribution of N pollution risk has been carried out by coupling the GLEAMS code to ARCVIEW. The coupled system made also possible the preparation of aquifer vulnerability maps to nitrate pollution.

For validation and calibration, a sandy zone cultivated with corn was selected. We found a good agreement between simulated results and measurements of nitrate concentrations in groundwater. The system also allowed to establish different maps for the Mnasra area depicting the spatial distribution of evapotranspiration, nitrogen extracted by plants, and mineralized, denitrified, and leached nitrogen. This step also enabled to determine the types of agricultural practices producing the greatest risk of nitrogen leaching.

1. Introducción

Tradicionalmente, los métodos utilizados para el análisis de la vulnerabilidad de acuíferos se han basado en la definición de indicadores como el DRASTIC (Aller et al. 1987) o GOD (Foster e Hirata, 1991) Estos métodos han funcionado eficientemente en la mayor parte de las zonas donde se han aplicado, si bien están subjetivamente condicionados por los conocimientos hidrogeológicos y ambientales del área estudiada. Para reducir la componente de subjetividad (NRC, 1993) en la realización de mapas de vulnerabilidad, se han desarrollado durante la última década sistemas acoplados de modelos de transporte de masa y Sistemas de Información Geográfica (SIG).

El acople de un modelo matemático de transporte de masa a un SIG permite simular la contaminación difusa a

escala local, regional o global para un acuífero dado, la organización y manipulación de datos espaciales y la visualización de datos a escala regional. Gracias a la combinación de estas dos herramientas se pueden obtener de forma sencilla mapas de la entrada de carga contaminante que llega a las aguas subterráneas, y del riesgo de contaminación (Corwin et al. 1998). La aplicación de esta metodología es de gran interés en aquellas zonas que presentan una alta actividad agrícola y en la que se han detectado altos niveles de nitratos. En estas zonas es donde el mapa de vulnerabilidad puede ser utilizado como una herramienta eficaz que permita una mayor protección del acuífero frente a la contaminación agrícola.

En la región de Mnasra, al Noroeste de Marruecos, donde el nivel freático es muy somero, los intercambios entre la superficie del suelo y el acuífero son especialmente importantes. El acuífero en esta región es muy vulnerable a la contaminación por compuestos químicos y, en especial, a los fertilizantes. Este riesgo ha aumentado durante los últimos años por los sistemas de cultivo que utilizan cada vez más cantidades de fertilizante con el fin de aumentar el rendimiento de las cosechas. En consecuencia, el acuífero en la región presenta una fuerte contaminación nitrogenada, superando en la mayoría de los casos la concentración de 50 mg/l.

La región de Mnasra se caracteriza por una amplia variabilidad de los tipos de suelo existentes, prácticas agrícolas y la presencia de concentraciones elevadas de nitrato en el acuífero superficial. Con el fin de simular el transporte de nitrógeno a través de la zona no saturada hacia el acuífero, se ha empleado el código GLEAMS acoplado al SIG Arcview.

Para poder cuantificar los riesgos de contaminación por nitratos en el acuífero, es necesario calcular los distintos términos del balance del nitrógeno. En una primera parte, se presentarán los resultados correspondientes a las simulaciones realizadas con el código GLEAMS para un suelo arenoso de tipo A en el que se cultivó trigo durante el año 1993. A partir de estos datos se procederá a la calibración del código numérico utilizado mediante la comparación de las concentraciones de NO₃ simuladas originadas a partir de la zona radicular, una vez diluidas con el agua del acuífero, con valores experimentales de concentraciones de NO₃ del acuífero para la misma zona y el mismo período (Saadi, 2001). Dado que estos valores son los únicos disponibles, esta metodología no ha sido aplicada al resto de cultivos y suelos.

2. La región de Mnasra

La región de Mnasra se sitúa entre la franja litoral atlántica al Oeste y el río Sebou al Este. Bajo la influencia de estos dos ambientes sedimentarios, se formaron suelos de estructuras y texturas diferentes. Se pueden distinguir cuatro grandes tipos de suelo, A, B, C y D (Fig. 1) (El Mansouri, 1999; SCET, 1994). Los suelos de tipo A y B ocupan los tres cuartos partes de la superficie de la región.

Suelo de tipo A

Suelo arenoso de textura gruesa a muy gruesa, localmente carbonatado, de pendiente variable y con ligeros microrrelieves. Este tipo de suelo denominado también "Rmel", aflora en el campo de dunas costero.

Suelo de tipo B

Arenas limosas (Toug), situadas en las dunas interiores. Presentan caracteres hidromórficos antiguos. Ello sugiere que son de origen anterior a los trabajos de saneamiento (1948) que permitieron bajar el nivel del acuífero y reducir los procesos hidromórficos en estos suelos.

Suelo de tipo C

Este tipo de suelo se desarrolla sobre aluvial fino a muy fino en los márgenes del río Sebou. Es un suelo poco evolucionado no climático, esencialmente limoso y de textura media. Ocupa márgenes aluviales caracterizados por cotas ligeramente más elevadas y por suaves pendientes.

Suelo de tipo D

Son suelos que originan las Merjas costeras casi permanentes, de tipo carbonatado, salado y alcalino.

3. Usos del suelo

Desde tiempos remotos, la región de Mnasra ha sido una región marginal al estar constituida por tierras frecuentemente inundadas y con presencia de aguas estancadas procedentes de la lluvia. Hasta comienzos del siglo pasado, la región era considerada como una gran zona de ganadería extensiva, con trashumancia entre las Merjas que servían de pastos en verano y las dunas costeras, pasto de invierno.

A partir de 1948 se realizan grandes obras de saneamiento que modifican la hidrología de las Merjas, se excava el canal Fekroun al Sur y el de Nador al Norte permitiendo así la evacuación de las aguas estancadas y con ello, las vías al desarrollo agrícola. La Oficina Regional de Desarrollo Agrícola del Gharb (ORMVAG) inició diversas intervenciones técnicas con el objeto de introducir nuevos cultivos intensivos en la zona (ORMVAG, 1999). La Fig. 2 muestra la distribución de las prácticas agrícolas en la región de Mnasra.

Las Merjas son zonas deprimidas donde se suele producir estancamiento de agua durante varios meses al año. Son de dos tipos:

Las Merjas interiores se encuentran en depresiones profundas interdunares en la zona interior. Son de destacar: Ras Alaïne, Mulha et Albrouga. Estas merjas no han sido modificadas y el agua puede permanecer estancada durante varios años en períodos lluviosos.

Merjas costeros (Ben Mansour y Daoura). Constituyen una banda paralela a la costa y se sitúan en las zonas más bajas, especialmente entre las dunas costeras arenosas y la

llanura aluvial. Por término medio tienen dos metros de altitud y constituyen el drenaje natural de la región de Mnasra.

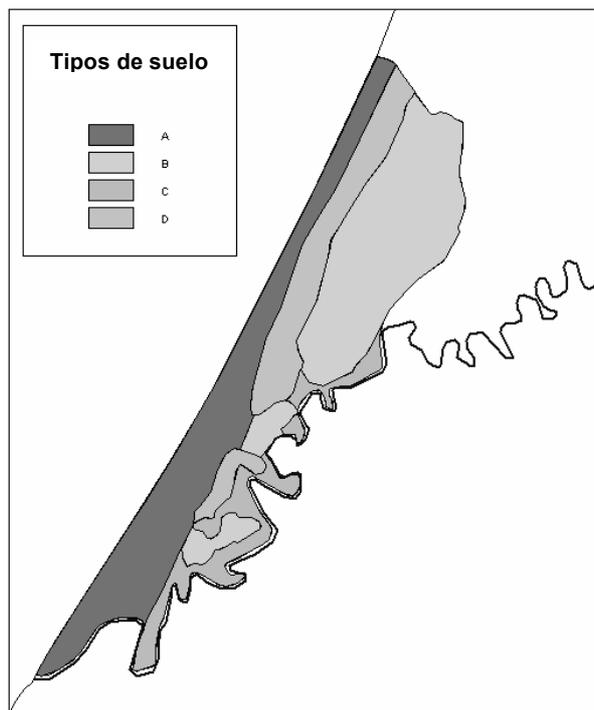


Fig. 1. Tipos de suelos en la región de Mnasra.

mezcla de aguas del acuífero con las procedentes de la zona no saturada (Dupuy et al. 1997; Saadi, 2001).

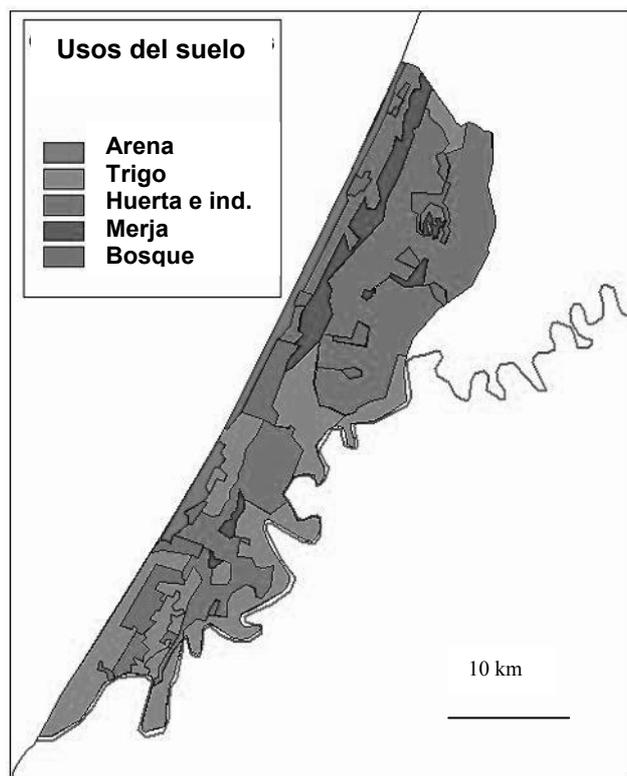


Fig. 2. Mapa de usos del suelo en la región.

4. Los nitratos en el acuífero

El conocimiento del comportamiento del nitrógeno en el suelo es crucial para mejorar la gestión de los abonos nitrogenados en la agricultura y la protección de las aguas subterráneas y superficiales. Por ello es preciso comprender los procesos en el suelo. En la región de Mnasra, el contenido en nitratos en el acuífero es muy elevado, superando el contenido máximo fijado por la O.M.S. (Zeraoui, 1993). La intensificación de las prácticas agrícolas y la escasa profundidad del acuífero convierten esta situación en muy crítica.

Si se parte de la hipótesis que la recarga de acuíferos en zonas agrícola es fundamentalmente a partir de infiltración directa del agua de regadío, la concentración en NO_3 en la zona superior del acuífero correspondería a la integración espacial y temporal del NO_3 procedente de la zona no saturada. Si además, las características locales (por ejemplo en las proximidades de un pozo) son homogéneas (tipo de suelo, cultivo, etc), como ocurre en nuestro caso, la concentración en el acuífero debería ser próxima a la concentración media trimestral procedente de la zona no saturada (Banton et al. 1995).

Las aguas con nitrato procedentes de la zona no saturada están sometidas a dilución al entrar al acuífero. Para tener Las aguas con nitrato procedentes de la zona no saturada están sometidas a dilución al entrar al acuífero. Para tener en cuenta este fenómeno, se utiliza un modelo de dilución que permite calcular la concentración resultante de la

En la Fig. 3 se muestran los valores de concentración de NO_3 simulados y medidos en un pozo. También se ha representado la comparación entre concentraciones medidas en un pozo del acuífero y las medias estacionales simuladas.

En esta figura, se observa el efecto de la dilución en el acuífero sobre la concentración de nitratos. A partir de las dos primeras campañas, la concentración de nitratos disminuyó hasta casi de la mitad. Sin embargo en el tercer trimestre, la concentración diluida se situó alrededor de C_0 (50 mg/L NO_3) aunque la concentración procedente de la zona no saturada no contiene casi nitratos.

En general, las concentraciones diluidas simuladas por el código GLEAMS muestran una buena concordancia con los valores medidos. Ello demuestra la validez de los parámetros utilizados en las simulaciones. Sin embargo, dada la ausencia de valores de concentración en el acuífero para otras áreas de la zona de estudio, ha sido imposible realizar las simulaciones para el resto de tipos de suelos existentes.

5. Acoplamiento GLEAMS -S.I.G

Desde el punto de vista teórico, en su forma más elemental los modelos de transporte acoplados a un sistema de información geográfica se caracterizan por la existencia de tres componentes fundamentales: datos, modelo de simulación y SIG (Corwin et al. 1998). El acople de ambas

herramientas forman un sistema de especial utilidad para el estudio a escala regional de la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación difusa. Los SIG gestionan datos de tipo geográfico relacionados con bases de datos de atributos (en este caso hidrológicas), con la finalidad de obtener mapas temáticos. Para esta aplicación se optó por el ArcView 3.2, desarrollado por la empresa ESRI (Environmental Systems Research Institute, Inc.). Se trata de un SIG vectorial que permite la salida gráfica de alta resolución y genera estructuras de datos más compactas que los modelos ráster

El código numérico elegido ha sido GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Knisel 1993). Es un modelo analítico, con distribución espacial agregada y en régimen transitorio que permite simular, a escala de parcela, el movimiento de agroquímicos (plaguicidas, fertilizantes), agua y sedimentos entre la superficie y la zona radicular.

Las simulaciones del transporte de nitrógeno en el suelo de forma distribuida, se han realizado mediante el acople del código GLEAMS con el SIG Arcview. El acople GLEAMS- SIG es de tipo indirecto, no se programó interfase. La lectura de los datos que constituyen las entradas al código, y la presentación de los resultados de las simulaciones bajo forma cartografiada las realiza el usuario.

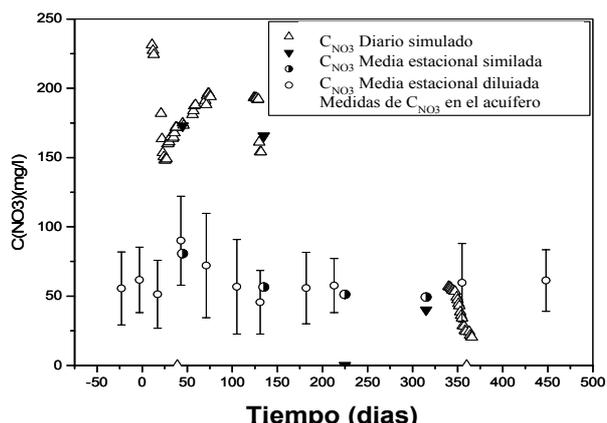


Fig. 3. Comparación entre las concentraciones medidas estacionales diluidas y simuladas y las medidas en el acuífero arenoso de Mnasra

6. Resultados del acoplamiento modelo - SIG

Para la realización de las simulaciones, han sido consideradas las siguientes hipótesis:

Cantidad inicial de nitrógeno en el suelo

Dado que no se dispone de medidas del contenido inicial de nitrógeno en el suelo se ha estimado mediante el código GLEAMS a partir de la materia orgánica del suelo (MO). En una primera fase, el contenido de carbono orgánico (CO) se supone igual al 60% de la materia orgánica, posteriormente se calcula el nitrógeno a partir de la relación 10:1 Carbono:Nitrógeno (C:N). Aunque esta metodología no considera el tipo de suelo, permite tener una estimación razonable del contenido inicial de nitrógeno en el suelo.

Evaporación en las Merjas

Se ha supuesto equivalente a las medidas diarias obtenidas en el estanque de evaporación situado en la zona. Para este cálculo solo se ha considerado el periodo en que los Merjas están llenos. En época estival permanecen secos. Dado que los merjas constituyen el drenaje del acuífero, se ha supuesto que la infiltración al acuífero es asimilable a la precipitación anual menos la evaporación producida.

Los resultados de la simulación del transporte de nitrógeno con ayuda del SIG en la región de Mnasra, ha permitido establecer la distribución espacial de la evapotranspiración, el agua drenada hacia el acuífero, el nitrógeno extraído por las plantas y el nitrógeno mineralizado, desnitrificado, y lixiviado. El mapa del nitrógeno lixiviado (Fig. 4) representa la cantidad anual de nitrógeno procedente de la zona radicular, que aunque no se corresponde de forma directa con la concentración que alcanza al nivel freático, es transportada a través de la zona no saturada sin casi apenas sufrir transformación. El único posible efecto sobre el transporte está relacionado con el tiempo de tránsito a través de la zona no saturada, pero dado que se trabaja con simulaciones anuales, no ejerce ningún efecto sobre la cantidad lixiviada.

Las asociaciones tipo de cultivo-tipo de suelo que originan un mayor lixiviado de nitratos son las siguientes:

- Cultivo hortícola-suelo A con 260 kg/ha/año
- Cultivo hortícola-suelo B con 185 kg/ha/año
- Trigo-suelo A con 160 kg/ha/año

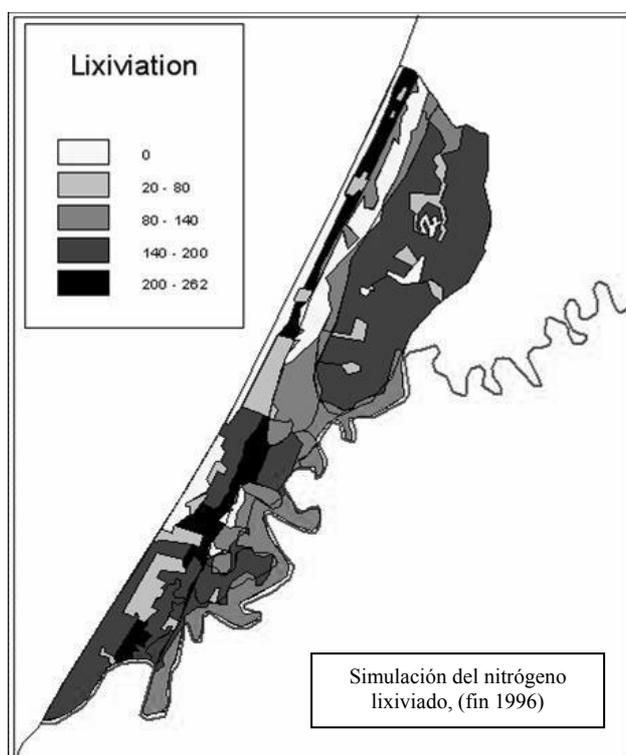


Fig. 4. Simulación de la distribución del nitrógeno lixiviado anualmente al acuífero.

Dado que la cantidad de nitrógeno lixiviado a través de la zona no saturada del suelo acaba por recargar el acuífero, es interesante establecer una comparación entre resultados simulados y experimentales. Los mapas de distribución de nitrógeno anual lixiviado simulado y el correspondiente a las concentraciones medidas en el acuífero se muestran en las Fig(s). 4 y 5.

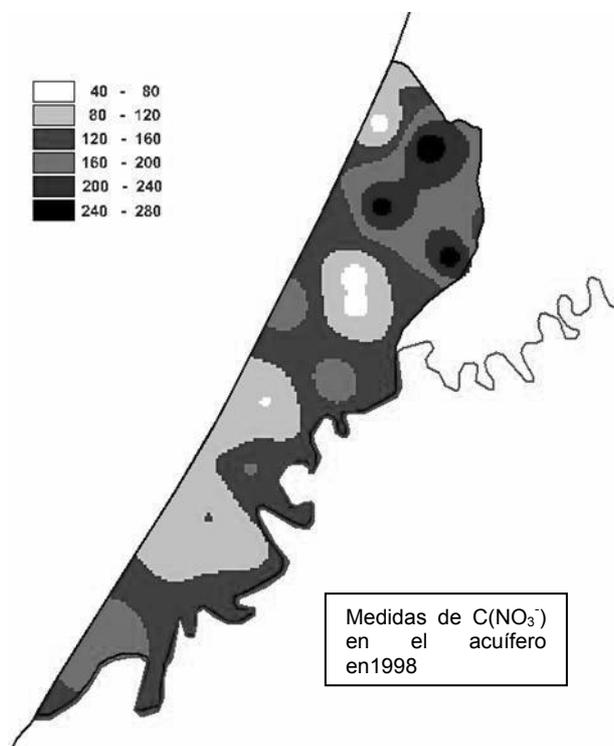


Fig. 5. Mapa de la distribución de las concentraciones de nitrato en el acuífero en 1998 (Krira, 1998).

La comparación pone de manifiesto que la distribución de la contaminación nítrica presenta la misma tendencia. Se destacan dos zonas con un fuerte potencial contaminante: el noreste de Mnasra y la zona central meridional. Estas dos regiones se caracterizan por cultivos hortícolas.

A pesar de la semejanza entre los dos mapas, hay que señalar que el correspondiente a las concentraciones medidas en el acuífero presenta variaciones espaciales menos bruscas que las observadas en el mapa simulado de nitrógeno lixiviado. Este hecho puede ser explicado por dos motivos: por una parte, el nitrógeno procedente de la zona no saturada del suelo sufre una dilución en su transferencia al acuífero. La dilución es consecuencia de los fenómenos de difusión vertical y lateral del ión nitrato en el agua del acuífero. Además, el propio acuífero al estar sometido a advección desplaza las cantidades de nitrógeno lixiviado a zonas próximas. Por lo tanto, la existencia de medidas de concentración de nitratos en el acuífero no es un dato suficiente para delimitar las zonas con un fuerte potencial lixivante. Por ello es necesario poder establecer un mapa de nitrógeno lixiviado a través de la zona no saturada del suelo.

7. Conclusiones

El estudio cualitativo y cuantitativo del transporte de nitrato a través de la zona no saturada en la región de Mnasra, mediante la aplicación del acople GLEAMS-GIS, ha permitido simular los diferentes fenómenos de transporte del nitrógeno a partir de la zona radicular.

La metodología aplicada en la región ha conducido a la elaboración de mapas de evapotranspiración, flujo lixiviado al acuífero, nitrógeno extraído por las plantas, y del nitrógeno mineralizado, desnitrificado y lixiviado. Por otro lado, los mapas de nitrógeno lixiviado han permitido definir las zonas más vulnerables a la contaminación del acuífero, además de delimitar cultivos y suelos que presentan mayor riesgo. Los resultados obtenidos se han generalizado a toda la región de Mnasra (50.000 ha).

Referencias

- Aller, L.; Bennet, T.; Lehr, J.H. y Hackett, G. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings. U.S. EPA, Ada, OK., EPA/600/2-87-036, 455 pp.
- Banton, O., Larocque, M. y Cormier, M., 1995. Modélisation du transport des nitrates dans la zone non saturée pour l'évaluation de la contamination des eaux souterraines. *Hydrogéologie*, 4 : 23-30.
- Corwin, D.L.; Loague, K. y Ellsworth, R. 1998. GIS-based modeling of non-point source pollutants in the vadose zone. *J. Soil Water Conservation*, 53: 34-38.
- Dupuy, A., Razack, M. y Banton, O., 1997. Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène- 2. Evolution des concentrations dans la nappe. *Rev. Sci. Eau*, 10 : 185-198.
- El Mansouri, B., 1999. Développement d'outils et concepts pour la gestion des eaux souterraines. Application à l'aquifère côtier du Gharb. Doctorat d'état. Université Ibn Tofail, Kénitra. 151 pp.
- Foster, S.; Hirata, R. 1991. Determinación del riesgo de contaminación en aguas subterráneas. CEPIS, Lima, Peru, 81pp.
- Knisel, W.G., 1993. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Version 2.10. University of Georgia. Coastal Plain Experiment Station, Biological and Agricultural Engineering Department, Publication N° 5, 260 pp.
- Krira, A., 1998. Intensification de l'agriculture et son impact sur l'environnement. Cas des nitrates dans la nappe de Mnasra. Mémoire de fin d'étude d'ingénierie. E.S.T SALE. 97 pp.
- NRC, 1993. Groundwater vulnerability assessment-predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. In: Committee on techniques for assessing groundwater vulnerability. National Research Council, National Academy Press, Washington DC. 204 pp.
- Saâdi, Z., 2001. Premières tentatives de modélisation des transferts d'eau et d'azote dans les sols agricoles de Mnasra. Thèse de doctorat. Université Ibn Tofail. Kenitra. 294 pp.
- SCET, 1994. Etude pédologique au 1/20.000 de la Troisième tranche d'irrigation (TTI) sur une superficie de 100.000 ha. Zone Mnasra : Z1 et Z2. Rapport SCET Maroc/1994, pp 194.
- Zeraouli, M., 1993. Pollution par les Nitrates. Premiers résultats de la situation actuelle dans la nappe des MNASRA (Décembre 1992-Janvier 1993). Office Régional de Mise en valeur Agricole du Ghab. Département de développement Agricole. Service des études de développement agricole. Bureau agro-Pédologique.