

Mise en œuvre du Programme de Gestion Durable de l'Azote à l'échelle de deux petits bassins versants agricoles (Arquennes – Belgique) et évaluation d'impact par le suivi des flux de nitrate aux exutoires et par modélisation numérique

Mathieu Deneufbourg ⁽¹⁾, Christophe Vandenberghe ⁽¹⁾, David Gaule ⁽²⁾, Pierre-Yves Bolly ⁽²⁾, Jean Marie Marcoen ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Univ. Liège - Gembloux Agro-Bio Tech. GRENeRA. Unité Systèmes Sol-Eau. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique). E-mail : mathieu.deneufbourg@ulg.ac.be

⁽²⁾ Aqual Ecofox Développement sprl. Rue E. Montellier, 22. B-5380 Noville-les-Bois (Belgique).

Quatre prises d'eau exploitées par la Société Wallonne des Eaux (SWDE) sur la commune d'Arquennes (Province du Hainaut, Belgique) sont contaminées par le nitrate (concentrations comprises entre 60 et 70 mg NO₃⁻·l⁻¹) depuis plusieurs années. Les bassins d'alimentation de ces prises d'eau (31 ha et 47 ha) sont situés en zone exclusivement agricole et les sols y sont limoneux. Depuis octobre 2004, ces bassins servent de site pilote pour l'évaluation environnementale de bonnes pratiques agricoles en matière de gestion de l'azote (adaptation de la fertilisation minérale et organique, gestion de l'interculture, etc.) via un encadrement des agriculteurs y exploitant. Cet encadrement s'inscrit dans le contexte du Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture (PGDA), transposition de la Directive européenne « Nitrates » en droit wallon. Un second objectif est de mettre en place un outil d'aide à la décision en matière de prévention de la contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des ouvrages de prise d'eau. Pour cela, les modèles numériques SWAT et FEFLOW® ont été couplés pour simuler les flux d'eau et de nitrate depuis la surface jusqu'aux exutoires principaux. Le calibrage et la validation des deux modèles ont reposé entre autres sur une caractérisation précise du sol et du sous-sol et des traçages en milieux saturé et non saturé. De plus, pendant huit ans, un suivi du rendement des cultures et des pratiques culturales ainsi qu'un monitoring aux exutoires des bassins versants (flux d'eau et de nitrate) et dans l'aquifère (niveau piézométrique et concentration en nitrate) ont été réalisés. L'analyse des résultats des simulations réalisées jusqu'en 2010 indiquait que l'application du PGDA dans les conditions d'Arquennes permettrait de ramener les concentrations en nitrate aux alentours des 50 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans les prises d'eau à l'horizon 2012. Cette amélioration attendue de la qualité de l'eau s'observe dans les prises d'eau depuis le début de l'année 2009, avec une concentration moyenne légèrement inférieure à 50 mg NO₃⁻·l⁻¹ à la fin de l'année 2012.

Mots-clés. Bassin versant, conservation de l'eau, qualité de l'eau, eau du sol, modélisation environnementale, lixiviation, nitrate, pollution diffuse, captage d'eau, Belgique.

Application of the Sustainable Nitrogen Management Program in two small agricultural watersheds (Arquennes – Belgium) and impact evaluation by monitoring of nitrate fluxes at outlets and by numerical modeling. Four water catchments used by the Walloon Society of Water (SWDE) in the rural village of Arquennes (Province of Hainaut, Belgium) have been contaminated by nitrate (concentrations between 60 and 70 mg NO₃⁻·l⁻¹) for several years. The catchment basins (31 ha and 47 ha) are located exclusively in a cultivated area on loamy soils. Since October 2004, these basins have been used as a pilot area for the environmental evaluation of good agricultural practices as regards nitrogen management (adaptation of amounts of mineral nitrogen fertilizers, farm manure management, soil cover after harvest, etc.) thanks to monitoring by farmers. This approach fits into the general pattern of the Sustainable Nitrogen Management Program (PGDA in French), which implements the European Nitrates Directive as part of Walloon legislation. The second objective of the working scheme is to study and to set up a decision-making tool aimed at preventing the contamination of water by agricultural nitrate around water catchments. Two numerical models (SWAT and FEFLOW®) were used together in order to simulate the passage of water and nitrogen from the soil surface to the water catchments outlets. Calibration and validation of models were based, among other things, on soil and subsoil characterization and on tracer testing in both saturated and unsaturated zones. Moreover

crop yield, farming practices, water and nitrate fluxes in water catchments, groundwater levels and nitrate concentration in groundwater were monitored for eight years. The results of simulations show that the application of PGDA in Arquennes watersheds would lead to a decrease in nitrate concentration (to almost 50 mg NO₃⁻·l⁻¹) in water catchments in 2012. This expected improvement in water quality has been seen visible since 2009 in water catchments, with mean nitrate concentrations of lower than 50 mg NO₃⁻·l⁻¹ at the end of 2012.

Keywords. Watersheds, water conservation, water quality, soil water, environmental modelling, leaching, nitrates, nonpoint pollution, water harvesting, Belgium.

1. INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, une tendance à l'augmentation de la pollution par le nitrate est observée dans la majorité des aquifères wallons (dont provient 80 % du volume d'eau destiné à la distribution publique en région wallonne). Sur l'ensemble du territoire wallon, la proportion de prises d'eau présentant des teneurs en nitrate supérieures à 40 mg·l⁻¹ est passée de 16 % pour la période 2000-2003 à 17 % pour la période 2005-2008 (Cellule État de l'Environnement Wallon, 2010). Depuis la fin des années 2000, les niveaux de concentration semblent toutefois s'être quelque peu stabilisés. Les niveaux de contamination les plus élevés sont observés dans les masses d'eau du Crétacé de Herve, des Sables quaternaires de Comines-Warneton, des Sables et Craies du bassin de la Mehaigne et des Sables du Bruxellien, dans des zones où la densité de population et/ou les activités agricoles sont particulièrement importantes. Le cas de la zone des Sables du Bruxellien est préoccupant quant à la tendance observée : avant 2001, moins de 15 % des prises d'eau situées dans cette zone présentaient des eaux brutes dépassant la norme de potabilité fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé en termes de nitrate (50 mg NO₃⁻·l⁻¹), alors que ce chiffre atteignait 25 % en 2007 (Cellule État de l'Environnement Wallon, 2007).

Les sites de prise d'eau d'Arquennes (Province du Hainaut, Belgique) sont composés de deux galeries et deux émergences qui sollicitent l'aquifère libre des Sables du Bruxellien. Ils sont contaminés par le nitrate, la situation s'étant particulièrement dégradée à la fin des années 1990 et au début des années 2000 (Deneufbourg et al., 2010). En vue d'y restaurer la qualité de l'eau, un programme d'actions coordonné par GRENeRA (ULg - Gembloux Agro-Bio Tech) y a été mis en œuvre entre 2004 et 2010 (Deneufbourg et al., 2009) avec un double objectif.

Tout d'abord, les bassins d'alimentation de ces captages étant situés en zone exclusivement agricole (contexte de grandes cultures), ils ont servi de site pilote pour la mise en œuvre et l'évaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote en agriculture, transposition de la Directive européenne Nitrates (91/676/CEE) en droit wallon (Moniteur belge, 2007). Concrètement,

les agriculteurs y exploitant des parcelles ont été encadrés afin d'ajuster leurs pratiques agricoles en vue d'améliorer la qualité de l'eau. L'approche par bassin versant telle qu'appliquée à Arquennes s'impose comme l'échelle de travail la plus à même de valider les mesures en vigueur dans le PGDA au regard de ses objectifs car elle permet de confronter des indicateurs « parcelle » et « exploitation » à l'indicateur qui s'impose naturellement à cette échelle : la concentration en nitrate mesurée à l'exutoire du bassin versant.

Le second objectif du Programme d'action était l'étude et la mise en place d'un outil informatique d'aide à la décision en matière de prévention de la contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des ouvrages de prise d'eau. En effet, en région wallonne, la diversité (épaisseur et propriétés) des sols (en ce compris la zone vadose) est telle que l'impact d'une activité/action sur la qualité de l'eau souterraine n'est parfois observable que plusieurs dizaines d'années après l'occurrence de cette première. Le recours aux modèles hydro-biogéochimiques permet de tenir compte de la variabilité spatiale des sols, des cultures et des pratiques agricoles au sein d'un bassin versant pour prédire la dynamique des transferts de nitrate vers les eaux souterraines. La méthodologie utilisée à Arquennes a consisté en un couplage des modèles SWAT (zone racinaire) et FEFLOW® (zones vadose et saturée) pour déterminer le temps nécessaire pour que l'impact des modifications de pratiques en surface soit visible au niveau des eaux souterraines et des exutoires de celles-ci.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. Description physique des bassins pilotes d'Arquennes

Quatre prises d'eau sont exploitées par la Société Wallonne des Eaux (SWDE). Il s'agit de deux galeries (G3 et G6) et de deux émergences (E1 et E2) qui fournissent ensemble un débit de l'ordre de 160 000 m³ par an. Ces sites de prise d'eau constituent les exutoires de deux bassins versants (**Figure 1**) : un bassin situé à l'ouest, d'une superficie de 31 ha, comprenant une galerie (G3) et deux émergences (E1 et E2) et un bassin

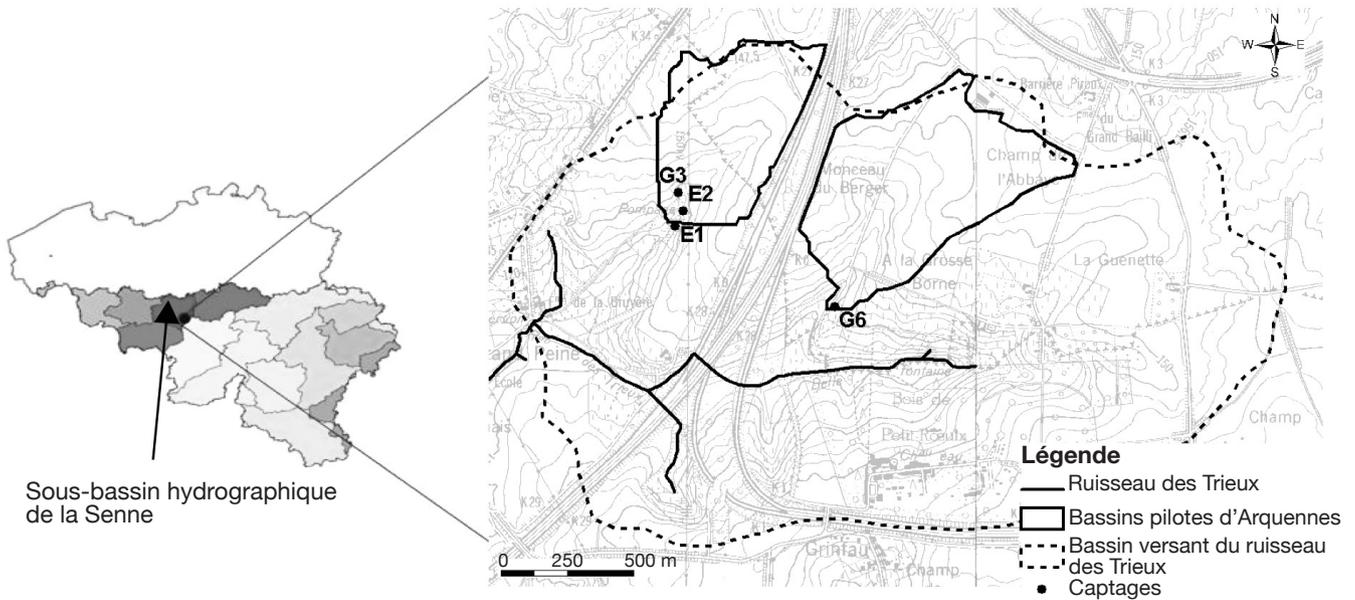


Figure 1. Emplacement des sites de prise d'eau de la SWDE et des bassins pilotes à Arquennes et contexte hydrographique – *Water catchments and pilot watersheds localization in Arquennes and hydrographic context* (Deneufbourg et al., 2009).

situé à l'est, d'une superficie de 47 ha, comprenant une galerie (G6). Les deux bassins sont entièrement occupés par des parcelles agricoles.

Contexte géographique et hydrographique. Les bassins pilotes (latitude 50,6° Nord – longitude 4,3° Est) sont localisés dans le bassin hydrographique de l'Escaut. Ils sont situés dans le bassin versant du ruisseau des Trieux, lui-même situé dans le bassin versant de la Samme, lui-même situé dans le bassin versant de la Senne, un des 15 sous-bassins hydrographiques définis par la Région wallonne¹ lors de l'établissement de sa politique de gestion de l'eau (**Figure 1**). La zone d'étude est, elle-même, subdivisée en deux bassins, le bassin pilote ouest et le bassin pilote est. Ces deux bassins sont séparés en surface par le tracé de l'autoroute E19.

Contexte topographique. Les bassins pilotes sont localisés sur le plateau hennuyer, un des bas-plateaux de la Moyenne Belgique. Leur relief peut être caractérisé de mollement ondulé. L'altitude varie entre les côtes +120 et +160 m. Un levé par DGPS (3600 points) a été réalisé afin d'élaborer le modèle numérique de terrain nécessaire à la délimitation précise des limites topographiques des bassins versants pilotes.

Contexte géologique et hydrogéologique. Les bassins considérés s'étendent sur des couches tabulaires de l'Éocène et plus particulièrement sur des formations

du Lutécien (formations de Lede et de Bruxelles) et de l'Yprésien (formations de Mons-en-Pévèle et de Carnières), recouvertes par 1 à 7 m de limons quaternaires.

La nappe d'eau étudiée s'écoule dans l'aquifère des sables éocènes qui comprennent les formations de Lede, de Bruxelles et de Mons-en-Pévèle. Cependant, au droit des bassins est et ouest d'Arquennes, seules les formations de Bruxelles et de Mons-en-Pévèle sont présentes. Sous l'aquifère des sables éocènes se trouve l'aquiclude des argiles yprésiennes qui comprend la formation de Carnières. Cette formation de 10 m d'épaisseur assure une barrière hydrogéologique entre l'aquifère des sables éocènes et l'aquifère des calcaires dévono-carbonifères sous-jacents.

Afin d'améliorer la compréhension géologique et hydrogéologique de la région d'Arquennes, deux coupes ont été tracées. Ces coupes mentionnent les formations traverses, mais également le niveau piézométrique. La coupe Nord-Sud tracée pour le bassin versant ouest est présentée à la **figure 2**.

Sur cette coupe sont représentées quatre lithologies différentes :

- les limons du Quaternaire formant une couche d'épaisseur variable (LIM) ;
- les formations de Bruxelles et de Mons-en-Pévèle, constituant les sables aquifères de l'Éocène (BXL et MEP) ;
- le sommet de la formation de Carnières, constituant l'aquiclude des argiles yprésiennes (CAR).

Contexte pédologique. Les contextes pédologiques des deux bassins sont assez similaires. Les sols des plateaux

¹ Décret relatif au livre II du Code de l'Eau constituant le Code de l'Environnement (Moniteur Belge du 23 septembre 2004).

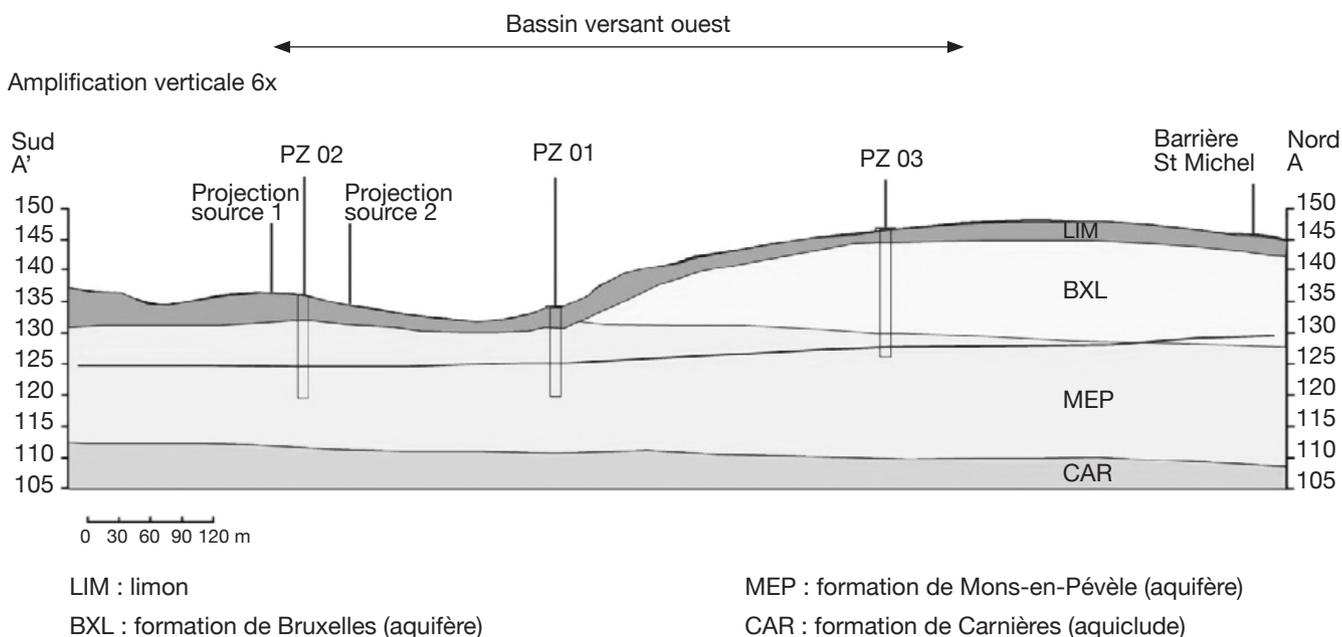


Figure 2. Coupe géologique et hydrogéologique au droit du bassin versant ouest à Arquennes — *Geological and hydrogeological section through western watershed in Arquennes.*

et des pentes sont des sols limoneux ou sablo-limoneux, généralement profonds à drainage favorable. Leur valeur agricole est élevée à très élevée. Ils présentent une assez bonne économie en eau : le drainage naturel est bon et le pouvoir de rétention pour l'eau est assez élevé pour pouvoir assurer un approvisionnement en eau toute l'année (Pecrot, 1957 ; Louis, 1958).

Les sols des vallées sont sans développement de profil sur des matériaux limoneux ou limono-sableux. Le drainage y varie de favorable à imparfait, sauf vers l'exutoire où il ralentit fortement et devient très pauvre.

Contexte climatique. Le climat de la région est qualifié de tempéré et humide (**Figure 3**). L'eau est disponible en abondance toute l'année, avec des maxima aux mois de juillet et août. Sur les neuf années suivies (de 2000 à 2008), il est tombé à Arquennes en moyenne 943 mm de pluie par an, ce qui est supérieur à la normale annuelle calculée sur 30 ans à Uccle (852 mm).

Le mois le plus froid est le mois de janvier avec une température moyenne de 3,7 °C. Le mois le plus chaud est le mois de juillet avec une température moyenne de 17,9 °C.

2.2. Suivi du PGDA sur les bassins pilotes d'Arquennes

Les deux bassins pilotes se situent en zone vulnérable au sens du PGDA. Les agriculteurs exploitant des parcelles sur les bassins d'Arquennes sont donc soumis

aux prescriptions en vigueur dans ces zones. Sept exploitations disposent d'une superficie significative sur la zone d'étude. En 2009, le taux de liaison au sol (LS^2) moyen de ces exploitations était de 0,69. Cette valeur est légèrement supérieure au LS moyen de la région wallonne (0,65 en 2007). Ce bassin pilote est donc représentatif en matière de pression « azote organique ». Les agriculteurs ont été encadrés par Nitrawal ASBL (www.nitrawal.be) entre 2004 et 2010 pour l'application du PGDA, non seulement en ce qui concerne les bassins pilotes, mais également sur l'ensemble de leurs exploitations.

L'encadrement a porté sur le respect des périodes, conditions et doses maximum d'épandage définis dans le PGDA. La gestion de l'interculture a également été suivie. Des conseils de fertilisation ont été établis chaque année au printemps par les conseillers de Nitrawal sur base de profils azotés réalisés dans les parcelles des bassins pilotes.

Cinq des agriculteurs exploitant sur les bassins pilotes étaient concernés par la mise aux normes de leurs bâtiments d'élevage afin de respecter les prescriptions en vigueur, à savoir une capacité de stockage de six mois pour les effluents liquides et un dimensionnement des fumières en fonction du type de fumier produit.

² Rapport entre la quantité d'azote contenu dans les effluents produits par le cheptel de l'exploitation et la capacité de valorisation (potentiel d'épandage sur les terres) de l'exploitation.

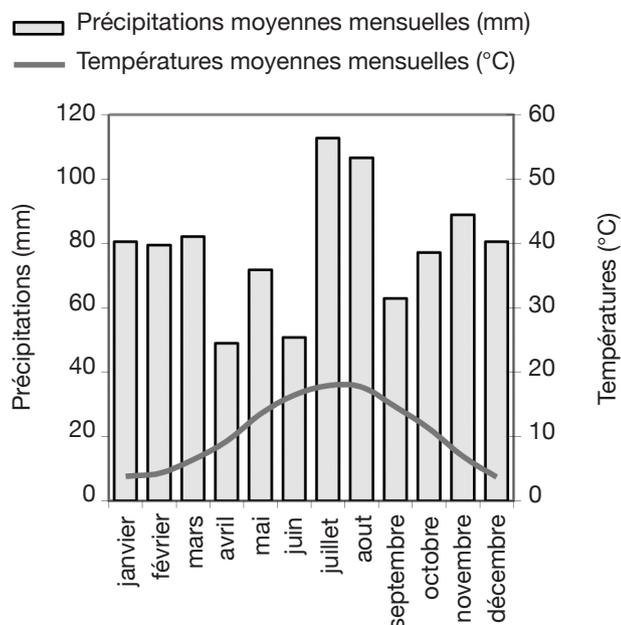


Figure 3. Diagramme ombrothermique (réalisé à partir des données du 01/01/2000 au 31/12/2008) de la région d'Arquennes — *Ombrothermic diagram (built from datas from 01/01/2000 to 31/12/2008) of Arquennes area.*

Sur chaque parcelle des bassins d'Arquennes, la concentration en azote nitrique du sol a été mesurée chaque automne en début de période de lixiviation, constituant les APL (Azote Potentiellement Lessivable), indicateurs du risque de migration du nitrate en profondeur en hiver avec les eaux de percolation. Les APL ainsi mesurés ont été comparés à des valeurs de référence établies chaque année dans un réseau de plus de 200 parcelles réparties dans 34 exploitations en Wallonie (Vandenberghe et al., 2013). Ces exploitations constituent le « *Survey Surfaces Agricoles* », dans lequel les agriculteurs sont encadrés en matière de gestion de l'azote par les deux partenaires scientifiques (ULg - Gembloux Agro-Bio Tech et Université Catholique de Louvain) appartenant à la structure d'encadrement de Nitrawal ASBL. La comparaison des APL mesurés aux APL de référence constitue ainsi un indicateur de performance de la gestion de l'azote par l'agriculteur.

2.3. Piézométrie

Sept piézomètres ont été forés en 2005 pour couvrir les bassins d'Arquennes (**Figure 4**). Un piézomètre

supplémentaire (« PZ E4 ») a été foré au nord du bassin est, il permet de mieux préciser la limite hydrogéologique des bassins.

Ce réseau de piézomètres à Arquennes a permis :

- la caractérisation du sol, du sous-sol et de l'aquifère. L'identification des couches de sol et de sous-sol traversées lors du forage et le relevé des hauteurs piézométriques ont permis la réalisation de coupes hydrogéologiques (**Figure 2**) ;
- d'estimer, *via* une campagne de pompages d'essai en février 2006, les perméabilités de l'aquifère ;
- un suivi de la réactivité de la nappe en fonction de la pluviométrie annuelle et la détermination des gradients d'écoulement ;
- la réalisation d'essais de traçage en milieu non saturé et saturé.

2.4. Essais de traçage

Un des objectifs du projet mis en place à Arquennes est la détermination de l'intervalle de temps entre les actions menées en surface en termes de pratique agricole et leur impact sur la qualité de l'eau. Pour cela, deux essais de traçage ont été menés sur les bassins pilotes d'Arquennes : un essai en milieu non saturé et un essai en milieu saturé.

L'essai en milieu non saturé a été mené d'avril 2006 à octobre 2008. Outre la détermination du temps de transfert d'un polluant entre la surface du sol et le toit de la nappe, l'objectif de cet essai était de préciser les paramètres hydrodispersifs verticaux locaux du milieu non saturé. Le dispositif d'injection a consisté en une

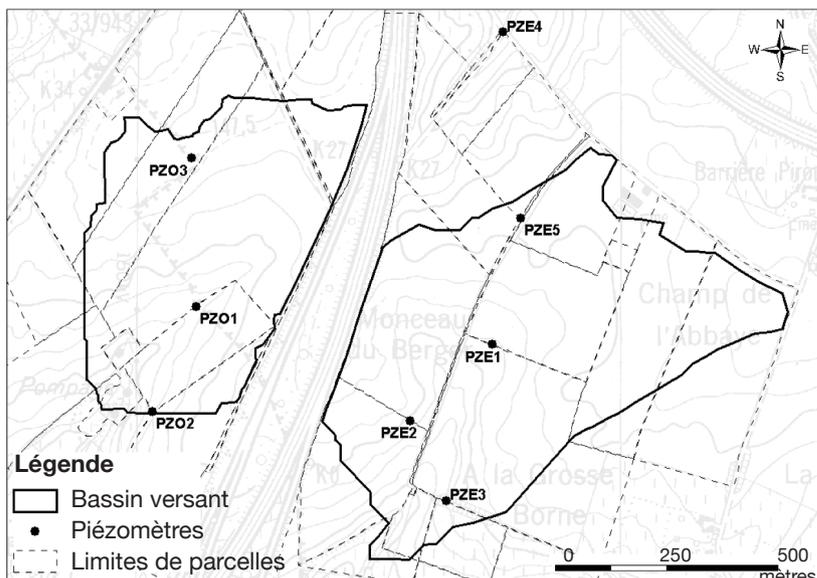


Figure 4. Carte de localisation des piézomètres dans les bassins versants d'Arquennes — *Piezometers localization in Arquennes watersheds* (Deneufbourg et al., 2009).

planche d'infiltration située à l'amont immédiat du piézomètre PZ E3, dans une zone du bassin versant présentant une épaisseur minimale (6 m) de terrain en milieu non saturé. Le traçage a consisté en l'injection d'uranine *via* cette planche d'infiltration. Un volume d'eau (1 m³) a ensuite été déversé sur la planche d'infiltration afin de faire infiltrer le traceur dans le sol. La migration (verticale et horizontale) de ce traceur a été suivie par des échantillonnages réguliers de sous-sol (*via* des tarières réalisées au droit de la planche d'infiltration) et d'eau (*via* des prélèvements réalisés au droit du piézomètre PZ E3 et dans la galerie G6).

L'essai de traçage quantitatif en milieu saturé a été mené de mars à juillet 2007 avec une injection de naphthionate dans le piézomètre PZ E3. Outre la détermination du temps de transfert du traceur depuis son injection dans la nappe libre jusqu'à la galerie G6, l'objectif de cet essai était de préciser les paramètres hydrodispersifs locaux du milieu saturé.

2.5. Modélisation des flux d'eau et de nitrate

Une des actions entreprises à Arquennes concerne la modélisation des flux d'eau et de nitrate aussi bien en milieu non saturé qu'en milieu saturé, en vue de contribuer à l'évaluation du temps de réponse des bassins versants aux pratiques agricoles et de quantifier l'impact de certaines (modifications de) pratiques. L'originalité de l'approche repose sur le découpage vertical du bassin versant en deux zones et le couplage de deux modèles numériques complémentaires :

- pour l'étude du transport dynamique en milieu non saturé (zone racinaire), le modèle SWAT, physiquement basé, est utilisé afin de modéliser la distribution du nitrate dans l'eau de percolation parvenant à une profondeur de 2 m sous la surface du sol (l'étude de la migration du nitrate n'étant pas physiquement basée en zone vadose dans SWAT) ;
- pour l'étude de la migration verticale en milieu non saturé (depuis 2 m de profondeur jusqu'au toit de la nappe) ainsi que pour l'étude de la migration 3D et 2D du nitrate en milieu saturé, le modèle FEFLOW®, physiquement basé, est utilisé complémentirement au modèle SWAT.

Modélisation des flux dans la zone racinaire. Le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) a été développé afin de prédire les impacts de la gestion du territoire sur l'eau, les sédiments et les rendements agricoles dans des bassins versants intégrant la variabilité des sols et dont l'occupation et les pratiques culturales peuvent varier sur plusieurs années (Neitsch et al., 2005). Les entrées du modèle sont l'occupation du sol, les pratiques culturales (dates de semis, de récolte, fertilisation), la topographie des bassins, les données « sol » et le climat. SWAT est un

modèle qui fonctionne au pas de temps journalier et à trois dimensions. Horizontalement, l'unité spatiale de base est la HRU (*Hydrological Response Unit*) qui est le résultat de la combinaison unique d'un type de sol, d'une classe d'occupation de sol et d'une série climatique. Chaque HRU est supposée représenter un comportement agro-hydrologique homogène.

Le modèle SWAT, version 2003, a été calibré pour les années 2000 à 2005 sur le bassin pilote est en veillant à reproduire de manière satisfaisante les rendements observés, les différents termes du bilan hydrique (évapotranspiration, ruissellement, percolation) et la lixiviation du nitrate et en adaptant les paramètres du modèle en conséquence. Le modèle ainsi calibré a alors été appliqué sur le bassin est pour les années 2006 et 2007, ainsi que sur le bassin ouest pour les années 2000 à 2007.

Modélisation des flux dans la zone vadose et la zone saturée. Les écoulements (eau) et transferts (nitrate) dans la zone vadose (à l'exception de la zone racinaire) et dans la zone saturée ont été modélisés à l'aide du modèle FEFLOW® version 6.0 (*Finite Element Subsurface FLOW & Transport Simulation System*) (Diersch, 2009). Les « *outputs* » (percolation, lixiviation de l'azote nitrique) des simulations réalisées à l'aide de SWAT dans la zone racinaire ont servi d'entrées de données pour FEFLOW®.

La première étape a consisté à élaborer le modèle conceptuel sur base des données collectées sur le terrain (puits, logs de forage, coupes géologiques, etc.), c'est-à-dire à représenter l'aquifère de manière simplifiée, mais néanmoins réaliste. Le modèle numérique a alors été élaboré (détermination des limites du modèle, construction du maillage, attribution numérique des propriétés des matériaux, etc.).

Le modèle d'écoulement 3D ainsi développé avec FEFLOW® pour le milieu saturé a ensuite été précalibré en régime permanent et transitoire selon les équations en milieu saturé et en veillant à reproduire de manière satisfaisante l'ordre de grandeur des niveaux piézométriques et des débits (captages et ruisseau) enregistrés au droit des bassins, ainsi que le traçage réalisé en milieu saturé (cf § 2.4.).

Le modèle 3D ainsi précalibré en flux et en transport a ensuite été exploité pour préciser les lignes de flux (*pathlines*) contribuant de façon prépondérante à l'alimentation des deux galeries G3 et G6 alimentées par ces deux bassins. Compte tenu, d'une part, de l'absence de données hydrogéologiques et hydrogéo-chimiques ayant un véritable caractère 3D pour l'ensemble du milieu non saturé et, d'autre part, des temps de calcul extrêmement conséquents requis pour la simulation 3D du transport en milieu non saturé à l'aide de FEFLOW®, un modèle 2D

d'écoulement et de transport a été développé, tant pour le milieu non saturé que pour le milieu saturé.

Le processus de calibrage et de validation de ce modèle 2D a été opéré pour la période 2000 à 2007 jusqu'à obtenir des résultats comparables à ceux observés sur le terrain (débits et évolution des concentrations en nitrate à la galerie G3, évolution des concentrations en nitrate et niveau d'eau au droit de la nappe, vitesses des flux observées lors des traçages). Le modèle 2D d'écoulement et de transport ainsi calibré, tant pour le milieu non saturé que pour le milieu saturé, a enfin été exploité à des fins prévisionnelles *via* des simulations prédictives.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Encadrement

CIPAN (Culture Intermédiaire Piège à Nitrate).

En zone vulnérable, le PGDA prévoit chaque année, pour le 15 septembre, un couvert hivernal sur une proportion d'au moins 75 % des terres arables sur lesquelles la récolte a eu lieu avant le 1^{er} septembre et destinées à recevoir une culture implantée l'année suivante, à l'exception du lin et du pois. Ce couvert (CIPAN) ne peut être détruit avant le 15 novembre. Sur les bassins d'Arquennes, depuis 2007 (**Figure 5**), 100 % des parcelles récoltées avant le 15 septembre sont couvertes de CIPAN.

Évolution des APL. Depuis le début du projet en 2004, une campagne systématique d'échantillonnage est réalisée en automne afin de déterminer les APL sur les bassins pilotes d'Arquennes (voir § 2.2.). Entre 2005 et 2007, l'APL moyen mesuré sur les parcelles des bassins d'Arquennes a régulièrement diminué

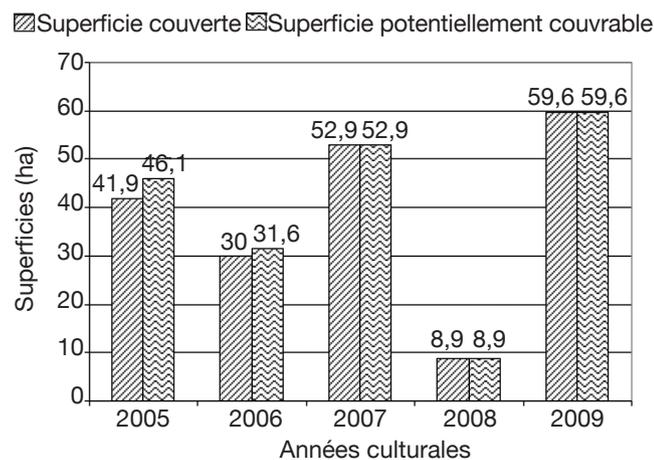


Figure 5. Couverture de sol sur les bassins d'Arquennes — *Soil cover on Arquennes watersheds.*

(**Figure 6**). En 2008 et 2009, une légère augmentation de l'APL moyen a été observée, tout en restant inférieur aux valeurs mesurées en 2005 et 2006. De faibles écarts interannuels d'APL moyens peuvent être expliqués en partie par les différences d'assolement (cultures à risques plus ou moins présentes selon les années).

Selon une étude menée sur des lysimètres installés en plein champ (Fonder et al., 2010), l'ordre de grandeur de la concentration en nitrate dans l'eau de percolation (exprimée en $\text{mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$) à 2 m de profondeur est comparable aux reliquats azotés mesurés à l'automne (APL, Azote Potentiellement Lessivable, exprimé en $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$) avec un décalage de 6 à 18 mois, en fonction de la pluviométrie et des conditions culturales. L'APL moyen obtenu en 2007 sur les bassins pilotes indique donc que l'eau qui a percolé en profondeur à partir de 2008 présentait, en moyenne à l'échelle des bassins versants, une concentration en nitrate inférieure à $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$.

Respect du PGDA. Dès 2009, l'ensemble des prescriptions du PGDA ont été respectées par tous les agriculteurs exploitant des parcelles dans les bassins pilotes, à savoir :

- un taux de liaison au sol interne inférieur à l'unité ;
- la mise aux normes des infrastructures de stockage d'effluents ;
- le respect des périodes et des conditions d'épandage ;
- le respect des plafonds d'épandage à la parcelle.

3.2. Essais de traçage

L'échantillonnage automatique dans le piézomètre PZ E3 et dans la galerie G6 a permis de préciser la vitesse de transfert de l'uranine en phase liquide entre la surface du sol et la nappe à 2,2 cm par jour, en supposant négligeable le temps de transfert dans la zone saturée jusqu'au piézomètre.

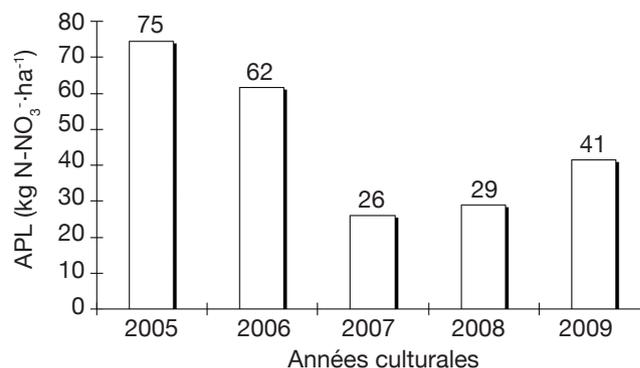


Figure 6. Évolution de l'APL moyen mesuré sur les bassins pilotes d'Arquennes entre 2005 et 2009 — *Average APL evolution on the pilot watersheds of Arquennes between 2005 and 2009.*

Néanmoins, dès lors qu'il est nécessaire de tenir compte d'un phénomène d'adsorption en phase solide dans le milieu non saturé, les vitesses de migration associées à l'évolution du traceur dans la matrice solide en milieu non saturé peuvent être plus faibles. Ainsi, sur base des six prélèvements d'échantillons de sous-sol réalisés à la tarière au droit de la planche d'épandage entre 2 et 29 mois après l'injection du traceur, la vitesse de migration de l'uranine en phase solide (partie adsorbée) est estimée à 0,09 cm par jour.

En ce qui concerne l'essai de traçage en milieu saturé, les vitesses de migration horizontale sont très élevées : la première restitution à la galerie G6 est observée moins de quatre jours après l'injection au droit de PZ E3, correspondant à une vitesse d'environ 4800 cm par jour.

Sur la base de l'épaisseur moyenne du milieu non saturé déduite des différents piézomètres forés (environ 10 m) et des vitesses de première arrivée du traceur, on peut estimer qu'il faudra en moyenne, et à l'échelle du bassin versant, 13 mois pour qu'un traceur tel que l'uranine commence à être restitué au droit de la nappe après avoir été épandu en surface. Néanmoins, localement, en fonction de l'épaisseur des terrains limoneux traversés et de la profondeur de la nappe :

- la première arrivée n'apparaît à la surface de la nappe qu'entre 9 mois et 3 ans après l'épandage du traceur en surface ;
- le pic de concentration maximal n'apparaît à la surface de la nappe qu'entre 21 et 72 mois après l'épandage du traceur en surface ;

- les concentrations à la surface de la nappe ne rejoindraient le bruit de fond initial qu'entre 51 et plus de 100 mois après épandage du traceur en surface.

3.3. Teneur en nitrate dans les prises d'eau

La teneur en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes est suivie depuis plusieurs années (**Figure 7**). La galerie G6, située sur le bassin est, montre une teneur en nitrate historiquement supérieure à celle des prises d'eau situées sur le bassin ouest. Au début du projet, à la fin de l'année 2004, les concentrations étaient proches ou dépassaient les 50 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans les quatre prises d'eau, avec des tendances marquées à la hausse.

Depuis le début du projet (fin de l'année 2004), les teneurs en nitrate dans les galeries G3 et G6 sont tout d'abord restées stabilisées jusqu'à la fin de l'année 2008 : entre 60 et 70 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans la G6 et de l'ordre de 60 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans la G3. Par la suite, à partir de l'année 2009, les concentrations en nitrate dans les deux galeries ont régulièrement diminué et sont de l'ordre de 55 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans la G6 et de 45 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans la G3 à la fin de l'année 2012, avec des tendances marquées à la décroissance. On peut noter que l'intervalle de temps entre la modification des pratiques en surface et son impact sur la qualité de l'eau aux prises d'eau est conforme à celui prédit par les essais de traçage réalisés au cours de l'étude (cf. § 3.2.), à savoir un intervalle de quatre à cinq années.

Dans les émergences E1 et E2, les concentrations en nitrate étaient proches ou dépassaient les 50 mg·l⁻¹ au

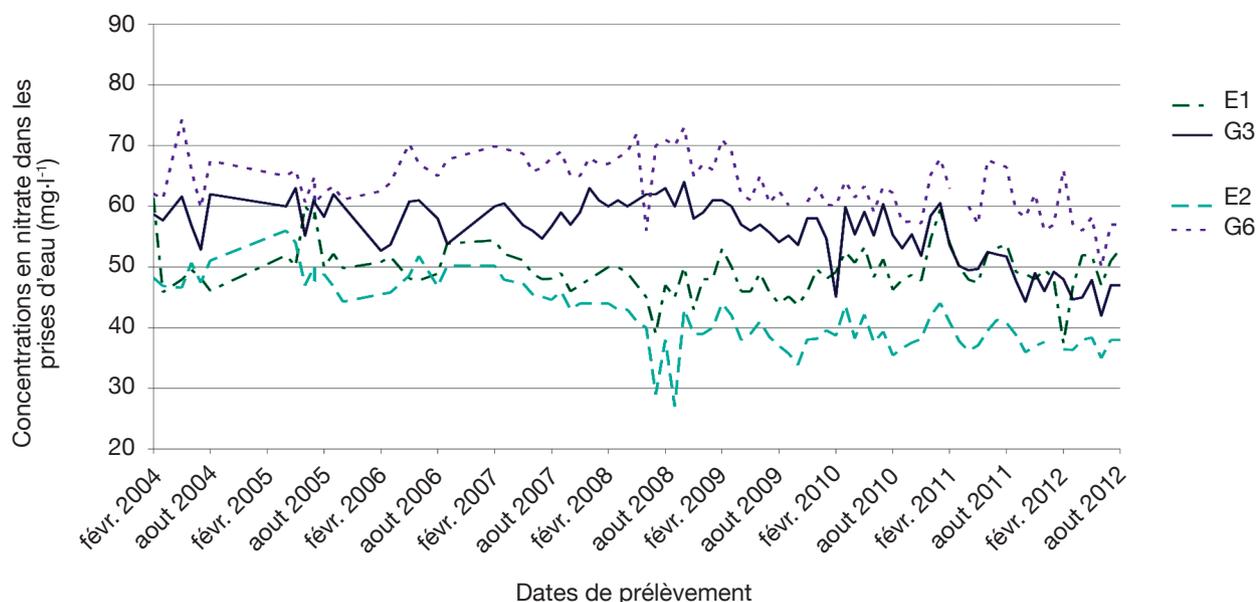


Figure 7. Évolution dans le temps des concentrations en nitrate dans les prises d'eau d'Arquennes (période 2004-2012) — *Evolution of nitrate concentrations in Arquennes water catchments (from 2004 to 2012).*

début du projet (fin 2004). Depuis, les concentrations sont restées relativement stables autour de 50 mg NO₃⁻·l⁻¹ dans l'émergence E1, tandis que depuis le début de l'année 2007, une diminution constante des concentrations en nitrate s'observe dans l'émergence E2, stabilisées entre 35 et 40 mg NO₃⁻·l⁻¹ à la fin de l'année 2012.

Signalons que les diminutions de concentrations observées dans les prises d'eau constituent des tendances d'évolution qui ne tiennent pas compte des variations mensuelles engendrées par les fluctuations d'eau utile et par l'arrivée irrégulière du nitrate dans la nappe du fait de l'hétérogénéité du milieu non saturé.

3.4. Modélisation des flux d'eau et de nitrate

Modélisation des flux dans la zone racinaire (SWAT). Le calibrage du modèle SWAT a porté sur des paramètres de croissance des plantes et de prélèvement de nitrate par les plantes, des initialisations des niveaux de nitrate et d'azote organique dans le sol, des valeurs de *Curve Number* (SCS Engineering Division, 1986), ainsi que des paramètres généraux relatifs au cycle de l'azote pour tenter de reproduire au mieux les différents termes du bilan d'eau (évapotranspiration, ruissellement, percolation), les rendements ainsi que la lixiviation du nitrate sous la zone racinaire.

Les résultats en termes de lixiviation du nitrate sont présentés dans le **tableau 1**. On peut voir que les concentrations moyennes (à l'échelle des bassins versants) en nitrate simulées à une profondeur de 2 m en 2006 et 2007 (conséquentes aux pratiques culturales de 2005 et 2006, correspondant au début de l'application du PGDA) diminuent par rapport aux concentrations observées avant 2005 ; l'ordre de grandeur de ces concentrations simulées se situe entre 55 et 60 mg NO₃⁻·l⁻¹.

Ces résultats ont été comparés aux APL moyens mesurés à l'échelle des bassins versants (cf. §3.1.).

L'APL moyen calculé en fonction de la superficie de chaque parcelle des bassins pilotes s'élève à 74 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹ en 2005 et à 62 kg N-NO₃⁻·ha⁻¹ en 2006. Ces valeurs sont à comparer avec la teneur en nitrate calculée par SWAT dans l'eau de percolation durant les années 2006 et 2007 respectivement (en raison du décalage d'un an). Il apparaît donc que la valeur de 59,9 mg NO₃⁻·l⁻¹ calculée par SWAT en moyenne sur les deux bassins en 2006 (**Tableau 1**) est légèrement sous-évaluée. L'ordre de grandeur de cette différence reste cependant acceptable ; la valeur de 56,8 mg NO₃⁻·l⁻¹ calculée par SWAT en moyenne sur les deux bassins en 2007 est du même ordre de grandeur que l'APL moyen mesuré à l'automne précédent.

La comparaison des concentrations en nitrate simulées par SWAT dans l'eau de percolation à 2 m de profondeur avec les concentrations observées dans les prises d'eau ne peut être entreprise qu'en tenant compte du temps de transfert de l'azote dans la zone vadose et dans la zone saturée. Ceci est décrit dans le paragraphe suivant.

Modélisation des flux dans la zone vadose et la zone racinaire (FEFLOW®). Après élaboration du modèle conceptuel et du modèle numérique dans FEFLOW®, le modèle 3D d'écoulement a été pré-calibré en régime permanent et transitoire dans le milieu saturé pour tenter de reproduire de manière satisfaisante l'ordre de grandeur des niveaux piézométriques, des débits aux prises d'eau et des vitesses de migrations déterminées par le traçage réalisé en milieu saturé. À titre d'exemple, les résultats du calibrage de l'essai de traçage sont montrés à la **figure 8**. Le modèle 3D est à même de reproduire les écoulements (selon un régime permanent) et le transport (selon un régime transitoire) et peut être considéré comme pré-calibré.

Le modèle 3D ainsi pré-calibré en flux et en transport a ensuite été exploité pour préciser les

Tableau 1. Quantité d'azote lixivié (kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) et concentration moyenne en nitrate dans l'eau de percolation (mg NO₃⁻·l⁻¹) calculées par SWAT sur les bassins versants d'Arquennes — *Amount of leached nitrogen (kg N-NO₃⁻·ha⁻¹) and mean nitrate concentration in percolation (mg NO₃⁻·l⁻¹) predicted by SWAT on Arquennes watersheds.*

Année	Quantité d'azote lixivié SWAT (kg N-NO ₃ ⁻ ·ha ⁻¹)	Concentration en nitrate SWAT (mg NO ₃ ⁻ ·l ⁻¹)
2000	23,6	48,6
2001	52,9	82,7
2002	47,1	93,8
2003	17,6	73,6
2004	17,5	73,1
2005	16,4	62,2
2006	15,4	59,9
2007	20,3	56,8
moyenne	26,3	68,8

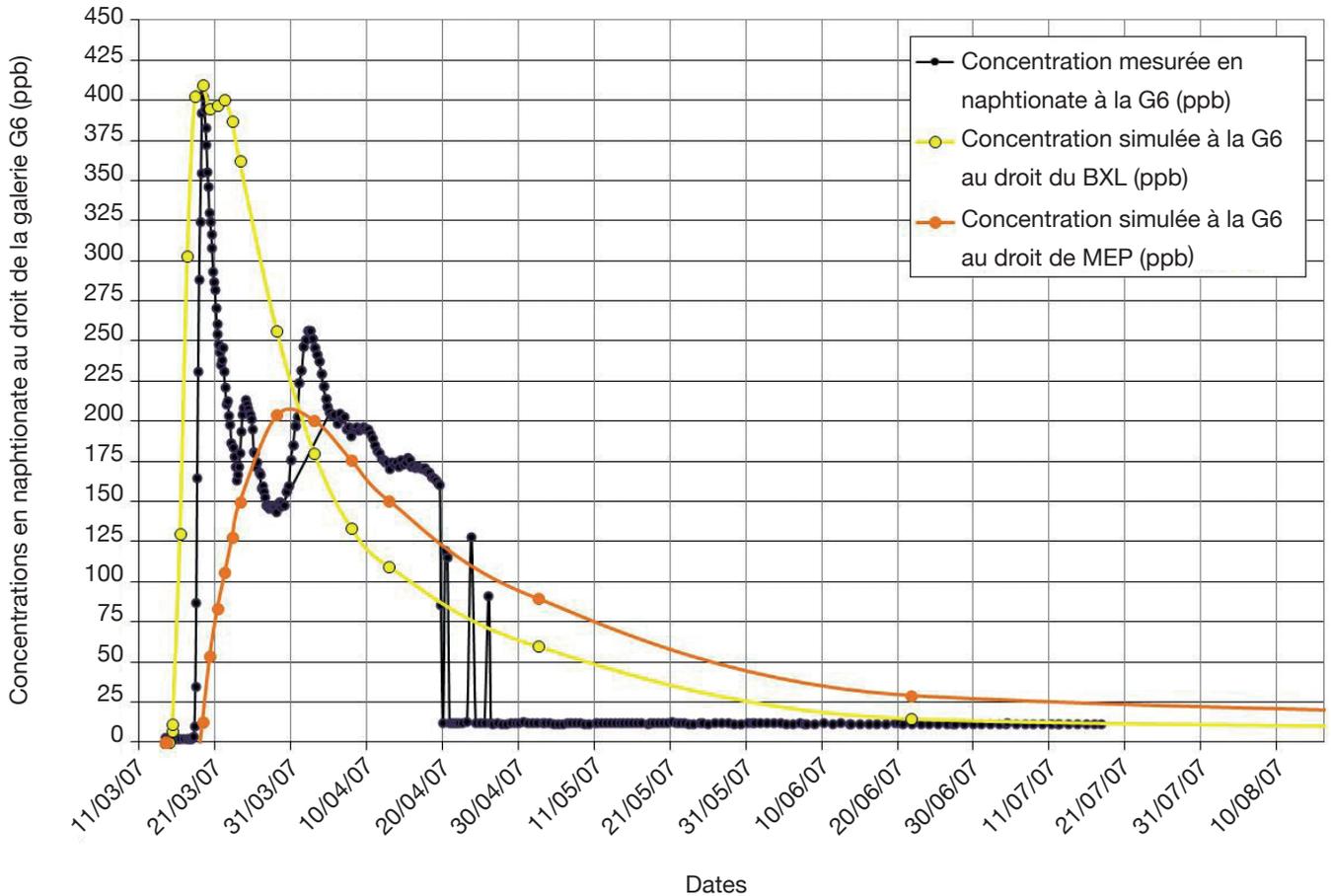


Figure 8. Courbes de restitution de naphthionate mesurée et simulée à la galerie G6 (essai de traçage en milieu saturé) — *Measured and simulated naphthionate restitution curves at G6 catchment (tracing test in saturated area).*

lignes de flux (*pathlines*) contribuant de façon prépondérante à l’alimentation des deux galeries G3 et G6 alimentées par ces deux bassins (Figure 9). Il apparaît que la zone d’alimentation de la galerie G3 se situe principalement au droit du bassin ouest mais s’étend au-delà de ce dernier, vers l’amont et le bassin est. La zone d’alimentation de la galerie G6 se situe seulement partiellement au droit du bassin est et s’étend majoritairement au droit de terrains situés à l’est de celui-ci, où les données culturelles ne sont pas connues.

Dès lors, le modèle 2D d’écoulement et de transport retenu a été élaboré :

- à partir d’une coupe 2D définie au sein du modèle 3D ;
- selon l’axe principal des *pathlines* menant à la galerie G3 ;
- limité dans sa partie amont par le piézomètre PZ E5 et dans sa partie aval par la galerie G3 du bassin pilote ouest.

Le modèle 2D d’écoulement et de transport ainsi retenu et développé a conservé inchangés les

paramètres intrinsèques issus du calibrage du modèle 3D initialement développé à l’échelle du bassin ouest.

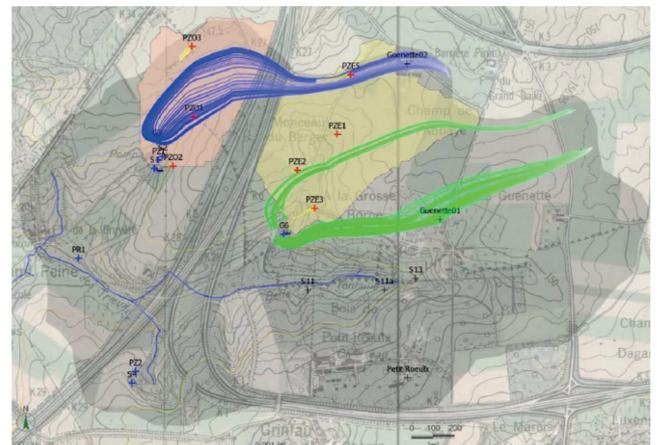


Figure 9. Lignes de flux contribuant à l’alimentation des galeries G3 (en bleu) et G6 (en vert) — *Contributing pathlines of G3 (in blue) and G6 (in green) catchments (Deneufbourg et al., 2009).*

À titre d'exemple, le résultat du processus de calibrage du modèle 2D concernant l'évolution mensuelle des concentrations en nitrate à la galerie G3 pour la période 2000-2007 est montré à la **figure 10**. On peut voir que le modèle reproduit de manière tout à fait satisfaisante tant l'évolution croissante des concentrations à la galerie entre 2000 (48 mg NO₃⁻¹) et 2003 (62 mg NO₃⁻¹) que la quasi stabilisation de ces concentrations au-delà de 60 mg NO₃⁻¹ entre 2004 et 2007. Dès lors, le modèle numérique 2D est jugé correctement calibré en transport pour la période janvier 2000-décembre 2007.

Enfin, quatre simulations ont été réalisées à l'aide du modèle calibré FEFLOW® pour la période 2007-2027 afin d'évaluer l'évolution dans la zone non saturée puis saturée des concentrations en nitrate dans l'eau de percolation. Ces quatre simulations correspondent, pour cette période, à des concentrations moyennes dans l'eau de percolation entrant dans la zone vadose de 60, 50, 40 et 10 mg NO₃⁻¹ (**Figure 11**). Pour rappel, la concentration moyenne dans l'eau de percolation sous-racinaire correspondant à l'application du PGDA dans les bassins d'Arquennes entre 2005 et 2007 se situe entre 55 et 60 mg NO₃⁻¹, d'après les résultats de SWAT (cf. ci-dessus). On voit (**Figure 11**) que pour une telle concentration dans l'eau de percolation, une amélioration de la qualité de l'eau captée à la galerie

G3 est attendue, avec une concentration simulée se situant aux environs de 55 mg NO₃⁻¹ à l'horizon 2012-2013, en fonction des fluctuations mensuelles liées à l'arrivée irrégulière du contaminant dans la nappe.

Au regard des concentrations observées dans la galerie G3 durant l'année 2012 (sous les 50 mg NO₃⁻¹, **figure 7**), il apparaît que l'amélioration attendue de la qualité de l'eau est en réalité plus rapide et légèrement plus importante que dans les simulations prédictives. On peut donc supposer que la concentration moyenne en nitrate dans l'eau qui a transité sous la zone racinaire entre 2007 et 2012 s'approchait effectivement plus des 50 mg NO₃⁻¹ (courbe orange) que des 55 mg NO₃⁻¹ prédits par SWAT en 2006 et 2007. Une explication pourrait être que les agriculteurs ont amélioré leurs pratiques de gestion de l'azote au cours du projet, avec pour effet une diminution des concentrations en nitrate de l'eau de percolation sous-racinaire (**Figure 6**).

4. CONCLUSION

Ce projet a permis de mener, entre 2005 et 2010, une série d'actions en vue de restaurer la qualité de l'eau à l'échelle du bassin versant, occupé exclusivement par des terres agricoles sur le territoire d'Arquennes

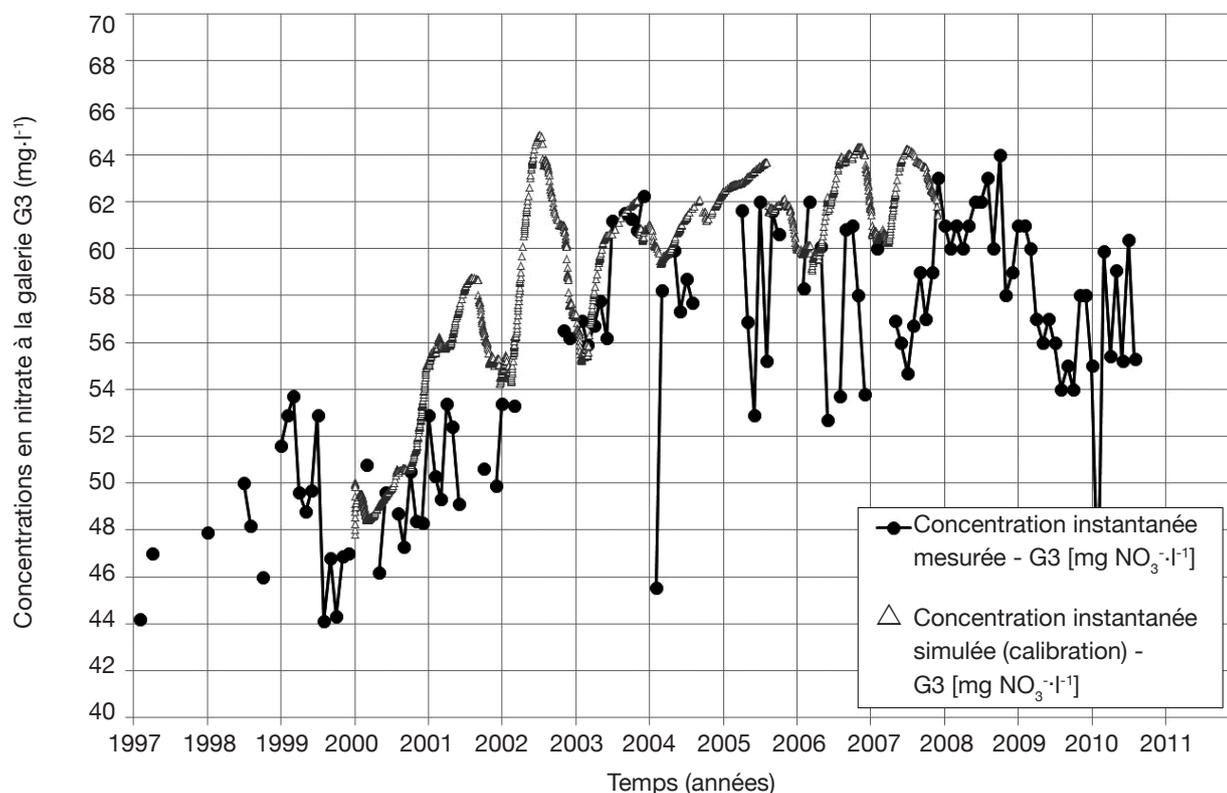


Figure 10. Comparaison entre les concentrations en nitrate simulées et observées à la galerie G3 — *Comparison between simulated and measured nitrate concentrations in G3 catchment.*

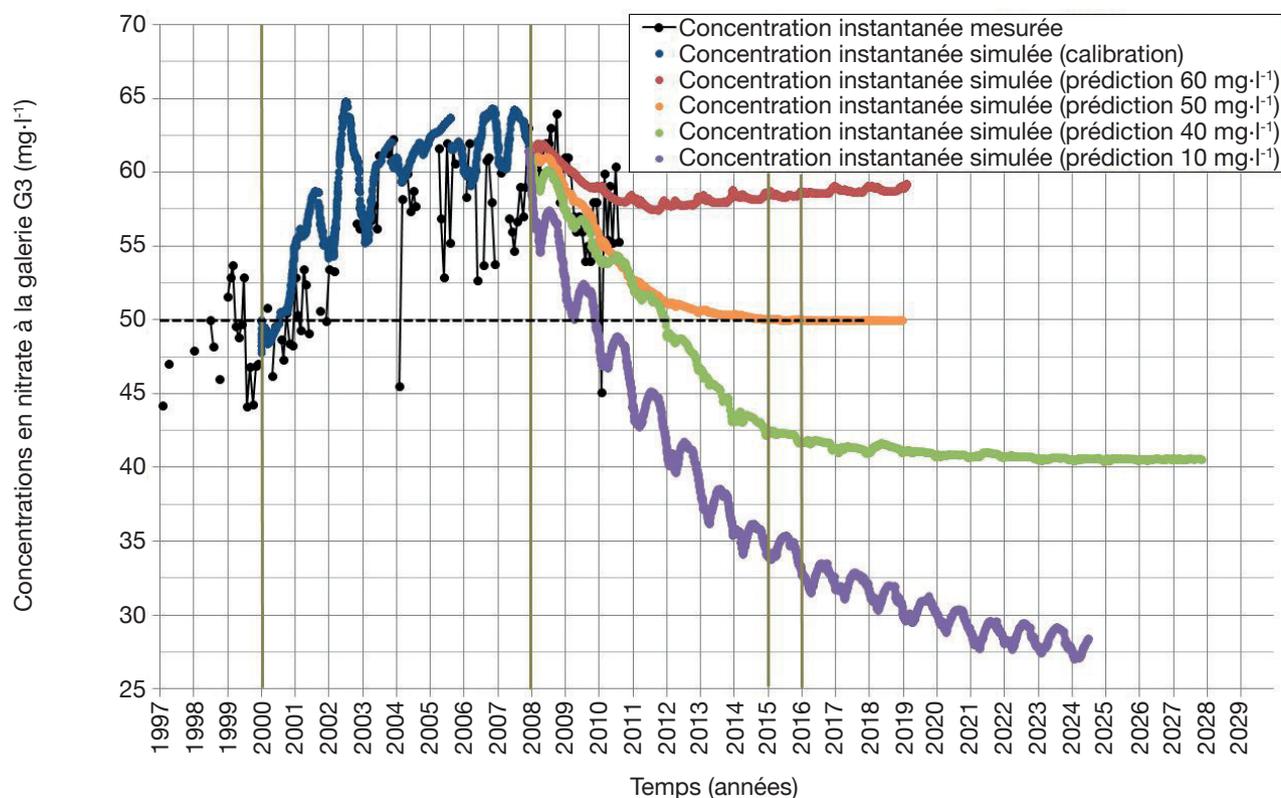


Figure 11. Résultats des simulations prédictives réalisées à l'aide de FEFLOW pour la galerie G3 [$\text{mg NO}_3\text{-l}^{-1}$] — *Results of the FEFLOW predictive simulations for G3 spring [$\text{mg NO}_3\text{-l}^{-1}$].*

(Belgique). Les agriculteurs exploitant sur les bassins pilotes ont été encadrés dans leur gestion de l'azote de telle sorte que l'application du PGDA y soit effective.

L'encadrement des agriculteurs dès 2005 a entraîné une diminution des teneurs en nitrate dès la fin de l'année 2008 dans l'eau captée aux prises d'eau. Entre la fin de l'année 2008 (maximum de concentration) et la fin de l'année 2012, la diminution moyenne de la concentration mesurée aux prises d'eau s'est chiffrée à $9 \text{ mg NO}_3\text{-l}^{-1}$. Les concentrations en nitrate sont actuellement (fin 2012) inférieures à $50 \text{ mg NO}_3\text{-l}^{-1}$ dans trois des quatre prises d'eau des bassins pilotes.

Un ensemble d'investigations et mesures (levé topographique au DGPS, forage de piézomètres, essais de traçage, suivi du niveau de nappe et de la qualité de l'eau souterraine, suivi des débits, etc.) a permis de caractériser les bassins pilotes depuis leur surface jusqu'à l'aquifère et ses exutoires principaux.

Sur la base de cette caractérisation, la modélisation du devenir du nitrate depuis son apport en surface jusqu'aux prises d'eau a été réalisée. L'originalité de la méthode développée dans le cadre de ce projet réside dans le couplage des modèles SWAT (pour la zone racinaire) et FEFLOW® (pour la zone vadose et la zone saturée). Les deux modèles ont été calibrés et sont à même de reproduire en régime transitoire et

de manière satisfaisante les observations (rendement des cultures, débits, concentrations en nitrate dans les prises d'eau, etc.) recueillies sur le terrain. Ils ont alors été exploités à des fins prédictives afin d'évaluer l'évolution future des concentrations en nitrate à la galerie et dans la nappe selon divers scénarios prédéfinis.

Afin de confirmer le caractère validé de SWAT, la comparaison des résultats obtenus (rendement et concentration nitrique sous-racinaire) à Arquennes avec les résultats obtenus sur ce même bassin à l'aide du modèle de culture STICS (Brisson et al., 2003) est entamée (Deneufbourg et al., 2012).

Ce projet débouche sur l'établissement de l'outil d'aide à la décision SWAT-FEFLOW® en matière de protection contre la contamination des eaux par le nitrate d'origine agricole à proximité des prises d'eau. Ainsi, cet outil est transposable à d'autres sites pour :

- cibler les parcelles à suivre pour s'assurer de la bonne mise en œuvre du PGDA, nécessaire à une amélioration de la qualité des eaux souterraines et des captages ;
- estimer la durée minimale de l'encadrement des agriculteurs, nécessaire avant d'en observer concrètement l'effet sur l'amélioration de la qualité des eaux souterraines et des captages visés.

Remerciements

Les auteurs adressent leurs remerciements à la SPGE pour le financement de l'étude, aux sept agriculteurs actifs dans les deux bassins pilotes pour leur collaboration et leur disponibilité, à la SWDE et au SPW (Direction des Cours d'Eau non navigables) pour la mise à disposition d'informations et le monitoring des débits d'eau.

Bibliographie

- Brisson N. et al., 2003. An overview of the crop model STICS. *Eur. J. Agron.*, **18**, 309-332.
- Cellule État de l'Environnement Wallon, 2007. *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. Namur, Belgique : MRW – DGRNE.
- Cellule État de l'Environnement Wallon, 2010. *Tableau de bord de l'environnement wallon 2010*. Namur, Belgique : SPW – DGRNE – DEMNA – DEE.
- Deneufbourg M. et al., 2009. *Programme d'actions pour la protection des captages contre les contaminations d'origine agricole. Bassins pilotes d'Arquennes. Rapport d'activités annuel intermédiaire 2009. Cinquième année. Convention S.P.G.E. – Nitrawal*, http://www.gembloux.ulg.ac.be/gp/grenera/Doc1_fichiers/Rap_activites/Arquennes/Rapport_2009.pdf, (17/05/2012).
- Deneufbourg M., Vandenberghe C. & Marcoen J.M., 2010. Mise en œuvre du Programme de Gestion Durable de l'Azote et évaluation d'impact à l'échelle d'un bassin versant agricole (Arquennes, Belgique). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **14**(S1), 27-38.
- Deneufbourg M. et al., 2012. Coupling long term database with SWAT and STICS models for testing models and simulating nitrogen management scenarios. In: Richards K.G., Fenton O. & Watson C.J., eds. *Proceedings of the 17th International Nitrogen Workshop - Innovations for Sustainable Use of Nitrogen Resources*. 26th-29th June 2012, Wexford, Ireland, 297-298.
- Diersch H.-J.G., 2009. *FEFLOW – Finite Element subsurface Flow & transport simulation system, Reference manual*. Berlin: DHI – WASY GmbH.
- Fonder N. et al., 2010. Suivi de la percolation du nitrate en terres cultivées par la technique lysimétrique. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **14**(S1), 17-25.
- Louis A., 1958. *Texte explicatif de la planchette de Feluy 128 E. Carte des sols de Belgique*. Bruxelles : Institut pour l'Encouragement de la Recherche dans l'Industrie et l'Agriculture.
- Moniteur belge, 2007. Arrêté du Gouvernement wallon modifiant le Livre II du Code de l'Environnement constituant le Code de l'Eau en ce qui concerne la gestion durable de l'azote en agriculture. *Monit. Belg.*, 07.03.07.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. & Williams J.R., 2005. *Soil and water assessment tool. Theoretical documentation – Version 2005*. Temple, PA, USA: USDA Agricultural Research Service.
- Pecrot A., 1957. *Texte explicatif de la planchette de Nivelles 129 W. Carte des sols de Belgique*. Bruxelles : Institut pour l'Encouragement de la Recherche dans l'Industrie et l'Agriculture.
- SCS Engineering Division (Soil Conservation Service), 1986. *Urban hydrology for small watersheds*. Tech. Release 55. Washington, DC, USA: US Department of Agriculture.
- Vandenberghe C. et al., 2013. Contrôle de l'azote potentiellement lessivable dans le sol en début de période de lixivation. Établissement des valeurs de référence. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **17**(S1), 231-236.

(14 réf.)