

Transfert et rétention d'azote à l'échelle d'un bassin versant agricole artificiellement drainé

Claire Billy^{1,2*}, Gilles Billen³, Mathieu Sebilo², François Birgand¹, Julien Tournebize¹,
Cyril Kao¹

¹CEMAGREF, Unité de recherche Hydrosystèmes et bioprocédés, Parc de tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex, France

²UMR 7618, BIOEMCO, Université P. & M. Curie – INRA – CNRS, Boite 120, Tour 56, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

³UMR 7619, SISYPHE, Université P. & M. Curie - CNRS, Boite 105, Tour 56, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

Personne à contacter : claire.billy@upmc.fr

1	Introduction.....	2
2	Matériels et méthodes	5
2.1	Le site expérimental	5
2.2	Mesures réalisées sur le bassin.....	9
2.3	Utilisation de la biogéochimie isotopique : Principes et méthodes.....	14
2.4	Mesure de la dénitrification en parcelle drainée	15
2.5	Modélisation à différentes échelles spatiales	17
3	Transfert et rétention de l'azote dans des bassins versant drainés emboîtés.....	25
3.1	Conditions climatiques et bilans d'eau	25
3.2	Ecoulements de surface.....	27
3.3	Suivi de la qualité de l'eau	28
3.4	Mesures isotopiques	28
3.5	Exportations d'azote.....	29
3.6	Bilans d'azote.....	29
3.7	Le modèle SENEQUE.....	33
4	Transfert et rétention de l'azote dans les sols drainés.....	35
4.1	Le $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote des nitrates et de la matière organique du sol : un indicateur de la dénitrification	35
4.2	Mesure de la dénitrification en sol drainé (Faure, 2007)	40
4.3	Modélisation des flux d'azote à l'exutoire des parcelles drainées	41
5	Conclusion et perspectives.....	44
6	Références	46

1 Introduction

▪ Ressources en eau et pollution azotée

L'azote est l'élément le plus abondant dans l'atmosphère (78% du volume de l'air) où il est présent sous forme gazeuse, peu réactive. Dans la biosphère par contre, l'azote, sous forme organique, joue un rôle fondamental comme constituant essentiel de la matière vivante. Dans les écosystèmes terrestres ou aquatiques, l'azote est présent sous forme minérale à différents degrés d'oxydation, de l'ammonium (NH_4^+) jusqu'au nitrate (NO_3^-), formes qui s'inter-convertisent rapidement sous l'effet de l'activité biologique. On regroupe sous le terme d'azote réactif toutes ces formes organiques et minérales susceptibles de participer rapidement au cycle biogéochimique court de l'azote dans la biosphère.

L'accroissement considérable depuis les années 1960 de la fixation d'azote atmosphérique en azote réactif par l'activité humaine (synthèse d'engrais azoté, centrales électriques et moteurs à explosion, culture de plantes légumineuses), a conduit à un bouleversement sans précédent du cycle de l'azote (Galloway et al., 2004). Il en résulte notamment une accumulation de l'azote et de nombreux déséquilibres dans les écosystèmes et notamment dans les hydrosystèmes. L'agriculture représente environ 75% des apports anthropiques d'azote. Les conséquences qui en résultent dans les hydrosystèmes aujourd'hui sont les problèmes d'eutrophisation et d'acidification (Vitousek et al., 1997). L'eutrophisation est aujourd'hui considérée comme le problème de pollution principal des zones côtières (Howarth et al., 2000; Rabalais, 2002).

La pollution azotée d'origine agricole se traduit par une augmentation des concentrations en azote minéral dans les eaux souterraines et les eaux de surface. La norme de potabilité en nitrates en Europe est de 11,3 mgN/L (50 mg NO_3^- /L). Elle est de 10 mgN/L aux Etats-Unis. Cette limite de potabilité est dépassée dans de nombreux aquifères et dans les eaux de surface des zones agricoles intensives.

▪ Le drainage agricole

Ces problèmes environnementaux posent la question de la durabilité des pratiques agricoles actuelles et remettent en question aujourd'hui certaines des techniques héritées de la phase de modernisation de l'agriculture (Boiffin et al., 2004). Le drainage agricole est un des aménagements encouragés lors de cette phase de modernisation. Il a permis des pratiques agricoles plus intensives sur les sols à excès d'eau.

Aujourd'hui en France, le drainage agricole représente 10% de la Surface Agricole Utile (SAU), soit 3 millions d'hectares (d'après le Recensement Général Agricole, RGA, en 2000) avec des taux qui peuvent atteindre 90% de surface drainée au niveau des petits bassins agricoles amont. Les zones drainées se situent essentiellement dans la moitié Nord de la France et dans le Sud-Ouest. Le bassin versant de la Seine comprend certaines des régions les plus drainées en France. A l'échelle européenne, certains pays ont des surfaces drainées qui représentent plus de 75% de la surface totale cultivée comme par exemple le Royaume-Uni, les Pays-bas, la Finlande, etc...(Source ICID1).

Le terme drainage regroupe l'ensemble des aménagements hydro-agricoles à l'échelle de la parcelle destinés à désengorger les sols qui sont en excès d'eau au moins une partie de l'année. Le principe du drainage est la création d'un exutoire artificiel pour évacuer gravitairement les eaux.

La technique de drainage la plus employée en France est celle du drainage par tuyaux enterrés et c'est celle à laquelle nous nous intéressons dans cette étude.

Le drainage agricole modifie les voies et les temps de transferts de l'eau et donc de polluants dans les bassins versants. Si le Grenelle de l'environnement (2007) préconise l'arrêt total de l'installation de nouveaux réseaux de drainage en France, la gestion des aménagements existants reste un enjeu d'actualité.

La réduction des flux d'azote et la maîtrise des impacts environnementaux d'aménagements tels que le drainage agricole font partie des grands enjeux actuels. La Directive Cadre Européenne sur l'eau (EU, 2001), fixe comme objectif aux états membres, l'atteinte d'un « Bon Etat Ecologique » pour 2015. Pour cela, la connaissance des sources de pollution et des mécanismes de transferts et de rétention dans le milieu récepteur est essentielle.

▪ Les processus naturels de rétention de l'azote dans les écosystèmes

Les transferts d'azote ont déjà fait l'objet de nombreuses études à l'échelle du bassin versant. Tout d'abord, malgré une augmentation des concentrations en nitrate dans les eaux, des bilans d'azote détaillés, établis à l'échelle de grands réseaux hydrographiques (plusieurs centaines à plusieurs milliers de km²), révèlent que seulement 20 à 60 % de l'apport net d'azote est exporté aux exutoires (Simmons et al., 1992; Howarth et al., 1996; Behrendt et Opitz, 1999; Billen et Garnier, 1999; Seitzinger et al., 2002). Une part considérable de l'apport net d'azote sur les grands bassins versants est donc en quelque sorte « retenu » ou éliminé.

La majorité de l'eau participant aux écoulements dans les fleuves entre dans l'hydrosystème par des rivières d'ordre de Strahler inférieur à 3 (Strahler, 1957; Vought et al., 1994). Le bassin de la Seine ne fait pas exception à la règle. 90% de la surface du bassin est parcourue par des cours d'eau d'ordre de Strahler 4 ou moins (Sebilo, 2003). De la même façon, la majorité de l'azote entre dans l'hydrosystème en amont des bassins versants (Bach et al., 1997). L'existence de processus naturels d'élimination ou de rétention de l'azote à l'échelle des petits bassins versants agricoles amont semble donc être déterminante pour la qualité de l'eau. Les études menées en zones agricoles ont montré le rôle majeur des zones riveraines des cours d'eau dans la diminution des flux de nitrates provenant des sols (Lowrance et al., 1984; Peterjohn et Correll, 1984; Jacob et Gilliam, 1985; Haycock et Pinay, 1993; Burt et al., 1999; Cey et al., 1999; Hill et al., 2000; Clément et al., 2003; Sebilo, 2003). Leur position de bas de versant qui engendre une saturation des sols en hiver, ainsi que leur forte concentration en carbone organique, font de ces zones riveraines des zones favorables à la dénitrification. A l'échelle du bassin versant, le processus de dénitrification contribue donc naturellement à la diminution des flux d'azote d'amont en aval.

▪ Transfert de l'azote en parcelles drainées

Dans la littérature, l'impact du drainage agricole sur la pollution azotée est plutôt abordé à l'échelle locale, c'est-à-dire à l'échelle de la parcelle agricole. La typologie d'exportation de l'azote des systèmes drainants a été décrite par plusieurs auteurs (Skaggs et al., 1980; Gilliam et Skaggs, 1986; Skaggs et al., 1994, Kladvik et al., 2004). Les processus gouvernant la dynamique de lessivage de l'azote dans les parcelles drainées ont été caractérisés par l'étude de Arlot (1999). Il apparaît que le soluté est transféré de façon rapide jusqu'au drain à l'échelle événementielle mais qu'une partie du soluté est stockée dans le sol à l'échelle saisonnière ou annuelle.

Le drainage en modifiant le fonctionnement hydrologique des parcelles modifie aussi leur comportement biogéochimique. L'influence du drainage sur les processus de transformation de l'azote est moins bien connu même si plusieurs études réalisées, en laboratoire et sur le terrain, montrent une diminution de la dénitrification par le drainage (Garwood et al., 1986; Ryden et al., 1987, Arlot, 1999). Les aménagements anthropiques semblent donc modifier les processus naturels d'élimination de l'azote à l'échelle locale qui est celle de la parcelle agricole.

▪ Positionnement de l'étude

Ce travail se situe à l'interface entre les connaissances acquises à l'échelle de la parcelle drainée et celles acquises à l'échelle de grands bassins. En effet, le drainage artificiel modifie les chemins naturels de l'eau à l'échelle de la parcelle mais aussi à celle du bassin versant en créant une connexion directe entre les sols cultivés et le cours d'eau. Il modifie donc aussi les transferts d'azote à l'échelle du bassin versant.

L'objectif de cette étude est de comprendre quels sont les mécanismes de transfert et de rétention de l'azote dans des zones agricoles drainées. L'enjeu est de déterminer à quelles échelles spatiales l'élimination de l'azote a lieu dans ce contexte, de quantifier cette élimination et de caractériser quels sont les processus impliqués.

▪ Démarche adoptée

Nous nous intéressons dans cette étude à des zones agricoles à sols engorgés et drainés artificiellement. Nous avons étudié une zone d'agriculture céréalière intensive équipée d'un drainage de sub-surface par tuyaux enterrés comme c'est le cas le plus fréquent en France. Le choix a été de réaliser un suivi expérimental à différentes échelles spatiales sur un petit bassin versant agricole le plus représentatif possible. Un suivi des débits et des concentrations en nitrate de la sortie d'une parcelle drainée jusqu'à l'exutoire du bassin versant en passant par différentes échelles spatiales intermédiaires est à la base de cette étude avant tout expérimentale.

Différentes questions ressortent de la synthèse bibliographique précédente et des différentes méthodes connues pour pouvoir y répondre. Voici détaillées les deux parties de ce travail :

Partie 1 : A quelle échelle spatiale a lieu la rétention dans un bassin versant drainé ?

La première partie de cette étude s'appuie sur un suivi des débits et de la qualité de l'eau sur une série de sous-bassins emboîtés. Le suivi des débits et des concentrations en azote minéral à des pas de temps très fins (horaire et journalier respectivement) permettent de réaliser des bilans d'eau et d'azote aux différentes échelles et donc de détecter une éventuelle rétention d'azote sur la série de sous-bassins emboîtés.

Un suivi de la composition isotopique des nitrates ($\delta^{15}\text{N}$) aux exutoires des sous-bassins a aussi été réalisé. Ces données croisées avec les mesures de concentrations en nitrate ont pour objectif de déterminer l'origine et les transformations, notamment le processus de dénitrification, subies par les nitrates d'amont en aval du bassin versant.

Enfin, la mise en œuvre du modèle SENEQUE (Ruelland et Billen, 2003) à l'échelle des différents sous-bassins a permis de quantifier la rétention benthique et d'estimer la rétention souterraine aux différentes échelles spatiales.

Partie 2 : Quelle dénitrification dans les sols drainés ?

Pour préciser cette rétention souterraine, une étude du processus de dénitrification dans les sols drainés a été réalisée. Très peu d'études se sont intéressées à la quantification du processus de dénitrification dans les sols drainés. Même si le drainage semble diminuer le processus de dénitrification dans les sols, il est essentiel de quantifier la dénitrification à l'échelle de la parcelle drainée pour déterminer quelle part de la rétention globale à l'échelle du bassin versant elle représente.

Tout d'abord, un suivi des débits et des concentrations en nitrate à l'exutoire d'une parcelle drainée et à l'exutoire d'un groupement de parcelles drainées, a été réalisé avec pour objectif de suivre les flux d'azote exportés et d'élaborer un bilan d'azote à l'échelle de la parcelle drainée.

Deuxièmement, la mesure du $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique du sol, des nitrates dans la solution du sol et des sources externes d'azote (Pluies, fertilisants) a été effectuée afin de caractériser le processus de dénitrification.

Enfin, une quantification des différents processus de transformations de l'azote dans le sol a été réalisée grâce au modèle DRAINMOD-N II (Youssef et al., 2005) et à des mesures directes sur le terrain.

Le site d'étude ainsi que les différentes méthodes utilisées sont présentées plus en détail dans le chapitre suivant.

2 Matériels et méthodes

2.1 Le site expérimental

Le bassin de l'Orgeval est un bassin expérimental instrumenté par le CEMAGREF depuis 1962 pour le suivi des débits de surface en différents points du bassin. Les premières mesures de la qualité de l'eau datent de 1975 (suivi des concentrations en azote minéral).

Le bassin versant agricole de l'Orgeval, est un bassin versant artificiellement drainé (90 % de la SAU drainée). Il constitue donc un espace représentatif des zones drainées en France. L'usage du sol est essentiellement à vocation agricole avec une agriculture intensive céréalière (82 % de zones agricoles vs 17 % de forêt). De plus, il est, depuis 2005, un site atelier du projet ORACLE (Observatoire de Recherche sur les bassins versants ruraux Aménagés pour les Crues et Les Etiages). Ce projet continue depuis novembre 2007 sous forme d'un Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS-ORACLE) faisant intervenir plusieurs partenaires scientifiques qui travaillent sur les transferts d'eau et de polluants (Azote, Pesticides), sur la prévision des risques et la modélisation des écoulements, et enfin sur les stratégies de mesures et le mode de représentation des systèmes. Le bassin versant de l'Orgeval est également une zone d'étude dans le cadre du Programme PIREN Seine comme zone référence des zones agricoles drainées dans le bassin de la Seine.

2.1.1 Situation géographique

Le bassin de l'Orgeval se trouve en Seine et Marne (77), au Nord de la région de la Brie, à l'Est de Paris. Il recouvre une superficie de 104 km². La Brie est une région naturelle du bassin parisien qui forme un plateau, limité au Nord par la Marne, à l'Ouest et au Sud par la Seine et à l'Est par la cuesta d'Ile de France (passage brusque des formations tertiaires à la craie du secondaire). Le bassin versant de l'Orgeval est un sous-bassin du bassin du Grand Morin, lui-même situé dans le bassin de la Seine. Il est situé entre 3°00 et 3°15 de longitude Est, et entre 48°47 et 48°55 de latitude Nord..

Le plateau est l'élément majeur du bassin versant de l'Orgeval. Les altitudes du plateau varient peu, diminuant légèrement du Nord vers le Sud. Au Nord du bassin l'altitude varie de 180 à 160 m, excepté la butte de Doue, au centre du plateau, qui culmine à 186 m. Dans la partie Sud du plateau, les altitudes sont aux environs de 140 m. Le plateau est entaillé par de petites vallées d'axe Nord-Sud. L'exutoire du bassin versant est situé à 76 m d'altitude.

2.1.2 Hydrographie

Le bassin versant de l'Orgeval est l'unité hydrologique drainée par le ru du même nom (Figure 1). Ce dernier est un affluent secondaire de la Marne. Il se jette en rive droite du Grand Morin, à 2 km en amont de Coulommiers. Cet émissaire de 1,7 km est issu de la réunion de deux rus principaux : le ru du Rognon situé à l'ouest, d'une longueur de 15,6 km, et le ru des Avenelles, d'une longueur de 11,2 km.

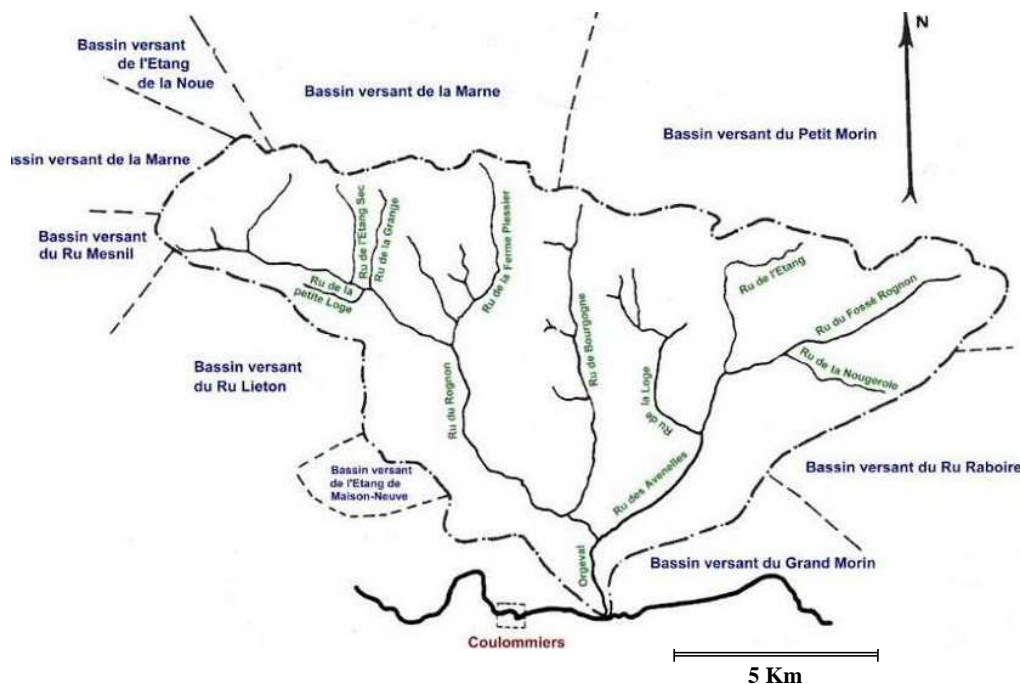


Figure 1 : Carte du réseau hydrographique du bassin versant de l'Orgeval

2.1.3 Géologie et pédologie

La nature géologique du sous-sol est de nature sédimentaire d'âge tertiaire. De nombreuses couches sédimentaires superposées, au dessus du socle, forment le bassin de Paris. Les formations tertiaires peuvent être séparées en deux grands groupes : les formations de l'Oligocène et celles de l'Eocène. L'Oligocène comprend les sables de Fontainebleau, les calcaires et meulière de Brie, les argiles et marnes vertes. L'Eocène supérieur comprend les marnes supragypseuses, les calcaires de Champigny, des marnes infragypseuses, le calcaire de Saint-Ouen et des sables de Beauchamp.

La formation de Brie (Stampien inférieur) est présente sous l'ensemble du plateau. Elle est composée essentiellement de calcaires siliceux ou marneux, d'argiles grises et de meulière. On peut aussi observer la présence de sable de Fontainebleau. On la retrouve en affleurement sur la butte de Doue. Cette butte est en réalité une butte stampienne, la plus orientale du bassin de Paris. Haute de 30 m, cette forme a pu se conserver, grâce à la présence d'une couche plus résistante, constituée de calcaire de Beauce (Aquitainien) à son sommet.

Dans le secteur aval, l'érosion fait apparaître sur les versants du ru, des terrains plus anciens (Bartonian) : marnes vertes (couche imperméable), marnes supragypseuses, marnes infragypseuses et calcaires de St Ouen (Figure 2).

Les principales nappes présentes sur le bassin de l'Orgeval sont celle des calcaires de Brie et celle des calcaires de Champigny.

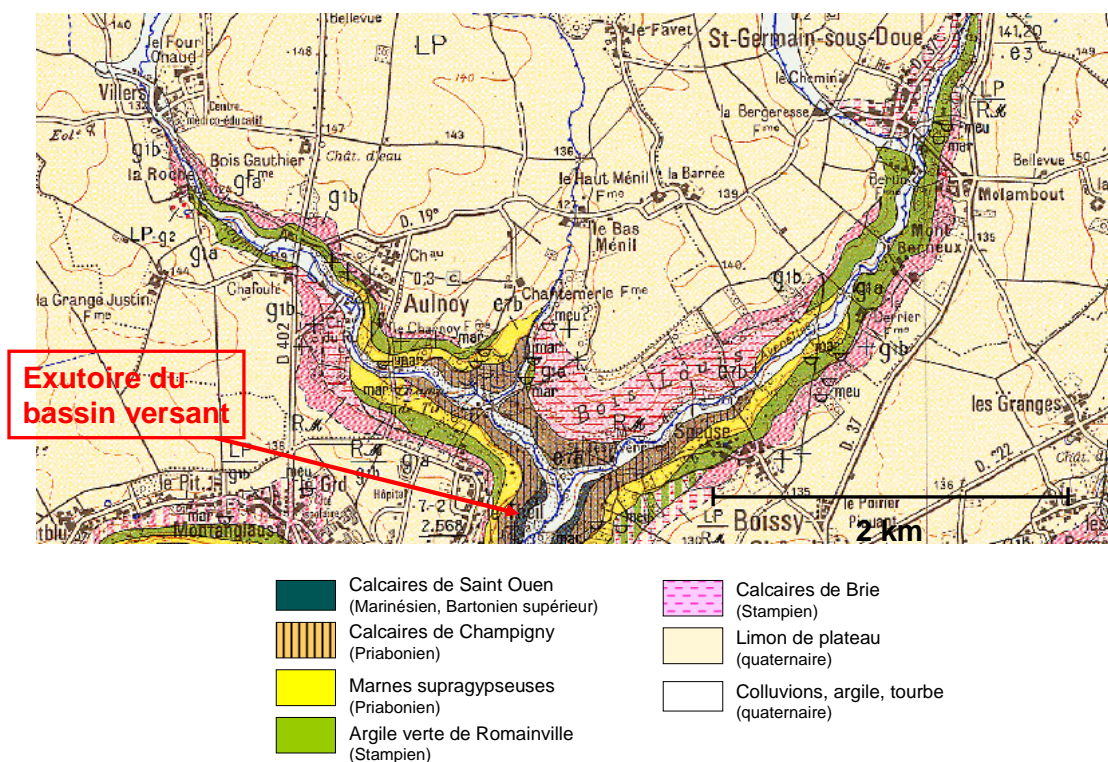


Figure 2: Carte géologique de l'aval du bassin versant de l'Orgeval : Incision des cours d'eau dans les calcaires de Brie puis les calcaires de Champigny, d'après InfoTerre, BRGM

▪ La formation de Brie

La nappe contenue dans les calcaires de Brie est soutenue par les argiles vertes. C'est un aquifère libre qui est alimenté par l'infiltration des eaux de pluie à travers la couche limoneuse superficielle. En période de hautes eaux la nappe peut atteindre les limons. L'eau remplit la formation sur 4 à 5 m seulement. La nappe est morcelée dans la partie orientale alors que dans la partie occidentale, elle forme trois zones de grande extension.

Les gradients de la nappe sont en général de 2 à 3/1000 mais peuvent atteindre 10 à 15/1000 en bordure de vallée. De nombreuses sources sont situées à la rupture de pente des flancs de vallons. Les sables de Fontainebleau peuvent contribuer à l'alimentation de ces sources.

Du point de vue hydrogéologique, les limons constituent, avec la formation de Brie, un même aquifère (Mégny, 1979). Leur perméabilité est assez faible. Mégny (1979) estime qu'elle doit être du même ordre de grandeur que les moins bonnes perméabilités de l'aquifère de Brie : 1.10^{-5} m/s.

▪ La formation de Champigny

Par le terme « nappe des calcaires de Champigny », on désigne en réalité un aquifère très riche et très complexe comprenant toutes les formations de l'Eocène (calcaires de Saint-Ouen et calcaires lutétiens notamment). L'extension verticale de la nappe est limitée à la partie inférieure par les faciès argilo sableux de l'Yprésien, dans la zone du bassin de l'Orgeval et à la partie supérieure par les marnes supragypseuses.

Des communications existent entre la nappe de Brie et la nappe de Champigny par des gouffres ou des zones de décompaction. Les sources issues de la nappe de Brie peuvent également se ré-infiltrer dans les zones d'affleurement des calcaires de Champigny. Enfin, les vallées sont des zones privilégiées d'alimentation directe des calcaires de Champigny là où elles les entaillent.

2.1.4 Climat

Le bassin de l'Orgeval est soumis à un climat océanique tempéré. D'après les données météo France de la Station de Boissy-le-Chatel, située en bordure du bassin, la pluviométrie moyenne annuelle est de 706 mm de 1963 à 2001 (Riffard et al., 2002). L'évapotranspiration potentielle (ETP) est en moyenne de 592 mm par an. La température moyenne annuelle est d'environ 12°C (sur la période de 1963 à 1981). En conditions climatiques moyennes, la période de déficit hydrique débute début avril et finit début octobre. L'année hydrologique est calée sur cette balance hydrique, elle commence en conditions climatiques moyennes début octobre pour finir fin septembre.

2.1.5 Occupation du sol et agriculture

Le bassin de l'Orgeval est situé en amont du bassin versant de la Seine. L'activité agricole y est dominante. L'occupation des sols se répartit de la manière suivante :

- les cultures occupent 82% de l'espace, soit 83 km².
- les bois avec principalement les bois de Jouarre, de Doue et du Mans ainsi que les surfaces riveraines occupent encore 17% de l'espace, soit 19 km².
- le 1% restant est occupé par les zones urbaines et les routes.

Les zones agricoles sont situées sur les plateaux, mais aussi sur les versants incisés en aval du bassin. Les surfaces boisées sont principalement situées sur les plateaux en amont du bassin. En aval du bassin versant, on trouve aussi des zones forestières le long des cours d'eau. Les zones urbaines principales de la région sont situées dans la vallée du Grand Morin et elles constituent en aval du bassin la très grande majorité de l'urbanisation du bassin de l'Orgeval. De petits villages sont aussi présents de façon éparse sur l'ensemble du bassin, le seul village d'importance étant le village de Doue avec un millier d'habitants.

L'activité agricole a subi de profondes évolutions depuis plusieurs siècles. Le bassin versant de l'Orgeval était une zone marécageuse inadaptée à la pratique d'une culture intensive.

De nombreux étangs étaient présents en amont du bassin versant. Ces étangs, lieux d'élevage piscicole sont visibles sur les cartes historiques de Cassini (1757). Ils ont été asséchés au cours du XIX^{ème} siècle, conclusion tirée du fait qu'ils ne sont déjà plus présents sur la carte d'état major de 1877. D'une agriculture de polyculture-élevage, les exploitants agricoles se sont orientés lors des 50 dernières décennies vers un système de production intensif de type grandes cultures céréalières. Le blé est la culture principale représentant environ 50% de la surface cultivée.

Les pourcentages de la surface représentés par les principales cultures, le blé et le maïs, sont représentatifs de ce que l'on retrouve dans la région de la Brie et notamment dans le bassin du Grand Morin (RGA, 2000) auquel le bassin de l'Orgeval appartient.

C'est le drainage qui a permis la modification des pratiques agricoles. Les sols hydromorphes ont été assainis pour permettre leur mise en culture. La surface drainée représente 80% de la SAU, principalement au niveau des zones de plateau. On trouve aussi bien des drainages anciens en poterie datant de la fin du XIX^{ème} siècle (profondeur d'environ 60 cm et diamètre de 4 à 5 cm) que des drainages plus récents en PVC (profondeur 70 à 90 cm et diamètre 5 cm) installés à partir de 1985. Les drains sont disposés en épi avec un écartement de 8 à 10 m.

2.2 Mesures réalisées sur le bassin

2.2.1 Suivi des exportations en azote

Un suivi des débits et de la qualité de l'eau a été mis en place à l'exutoire d'une parcelle drainée de référence de 1,7 ha et de différents sous-bassins emboîtés afin de pouvoir estimer en chaque point la quantité d'azote exportée. Afin de définir la rétention de l'azote en fonction de l'échelle spatiale sur le bassin versant les flux de nitrates ont été mesurés depuis la parcelle jusqu'à l'exutoire du bassin versant.

▪ A l'échelle de la parcelle drainée

Afin de mieux comprendre le fonctionnement hydrologique des parcelles drainées, des piézomètres de surface ont été installés dans la parcelle de référence (Figure 3). Les hauteurs de la nappe du drain jusqu'à l'inter-drain sont suivies sur plusieurs transects de piézomètres installés de façon perpendiculaire à la direction des drains. De façon à permettre le travail du sol, le suivi des nappes est effectué pendant les périodes hivernales en dehors des périodes de semis, de labour et de récolte. Durant l'hiver 2006-2007, six piézomètres de surface ont été installés perpendiculairement à la direction des drains, en milieu de pente sur la parcelle. Afin d'estimer le rôle de la topographie sur le comportement hydraulique des parcelles drainées, 2 transects de 6 piézomètres ont été installés en milieu et en bas de pente durant l'hiver 2007-2008. Les piézomètres ont une profondeur de 1,50 m avec une crépine de 60 cm. La profondeur utile pour chaque piézomètre est d'environ 1,20 m. Chaque piézomètre est espacé de 1,50 m. Les hauteurs d'eau ont été relevées toutes les 30 minutes de façon automatique par un capteur de pression MADOFIL pour 3 des 6 piézomètres de chaque transect. Des relevés manuels de la hauteur d'eau dans les autres piézomètres ont été réalisés 7 fois durant chaque période. Les relevés manuels sont aussi effectués dans les piézomètres équipés de sonde afin de vérifier les mesures du capteur de pression.

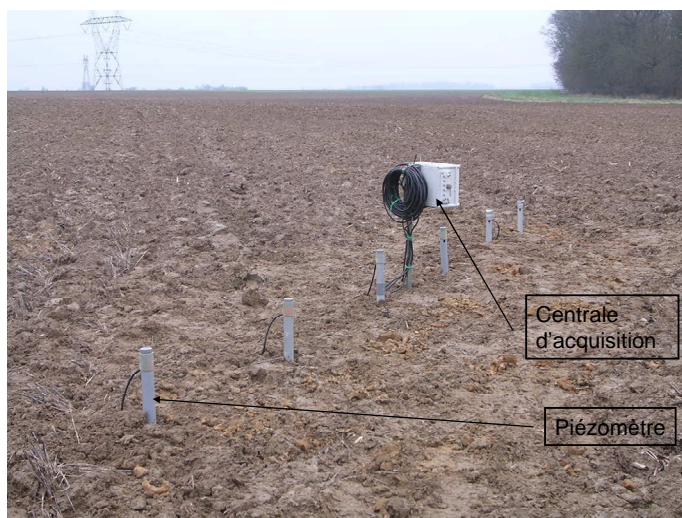


Figure 3 : Transect piézométrique sur la parcelle drainée de référence

En complément des mesures de hauteur de nappe dans le sol, les débits sont mesurés toutes les 15 minutes, à l'exutoire de la parcelle, grâce à un débitmètre électro-magnétique installé dans le collecteur de drains en aval de la parcelle (Figure 4). Les concentrations en éléments azotés sont mesurées de façon hebdomadaire dans ce même collecteur. Un échantillon composite est récolté tous les 600 L. Un tel échantillonnage asservi au volume passé permet d'échantillonner plus finement les épisodes de crues et de comprendre la dynamique de lessivage des nitrates à l'échelle événementielle.

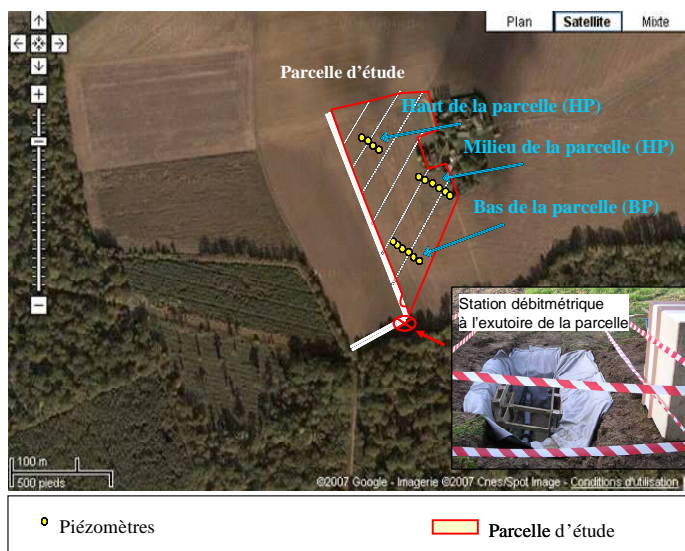


Figure 4: Parcelle d'étude – Emplacement des piézomètres

▪ **Sur une série de sous-bassins emboîtés**

A plus grande échelle, le suivi du débit et de la qualité de l'eau a été réalisé à l'exutoire d'un sous-bassin agricole, le sous-bassin de Goins, qui comprend la parcelle suivie. Ce groupement de parcelle a une surface de 130 ha et est drainé à 71% (Figure 5).

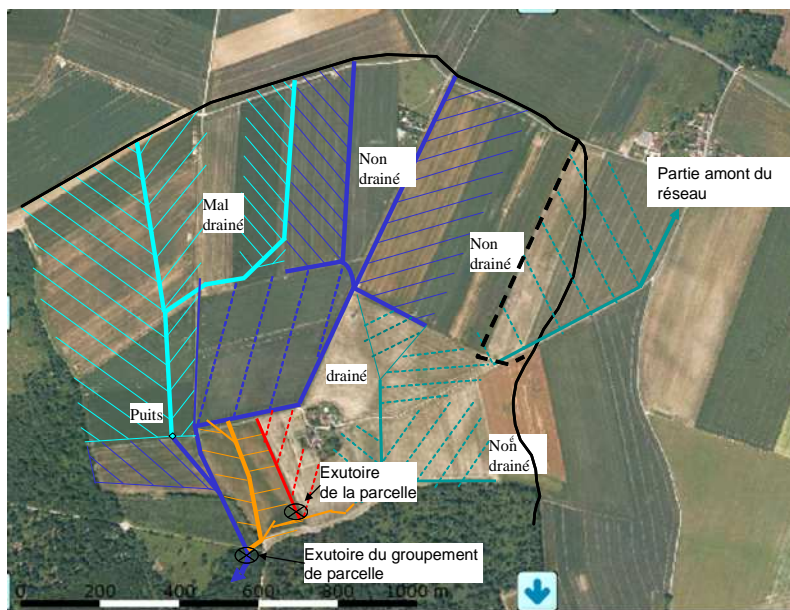


Figure 5: Localisation de la parcelle de référence dans le sous-bassin agricole de Goins

A plus grande échelle encore, une série de sous-bassins emboîtés a également été suivie (Figure 6) :

- Quatre Cents (1,1 km²) : bassin à écoulement temporaire entièrement forestier non drainé, sous-bassin référence forestier
- Ces bassins sont emboîtés dans le bassin de la Loge qui est à 50% agricole et à 50% forestier (9,6 km², ordre 1)
- Tous les bassins précédents sont inclus dans le sous-bassin des Avenelles qui est à 80% agricole et à 20% forestier (45,7 km² : ordre 2)
- Enfin le bassin de l'Orgeval (104 km² : ordre 3) est suivi au Theil près de son exutoire dans le Grand Morin.

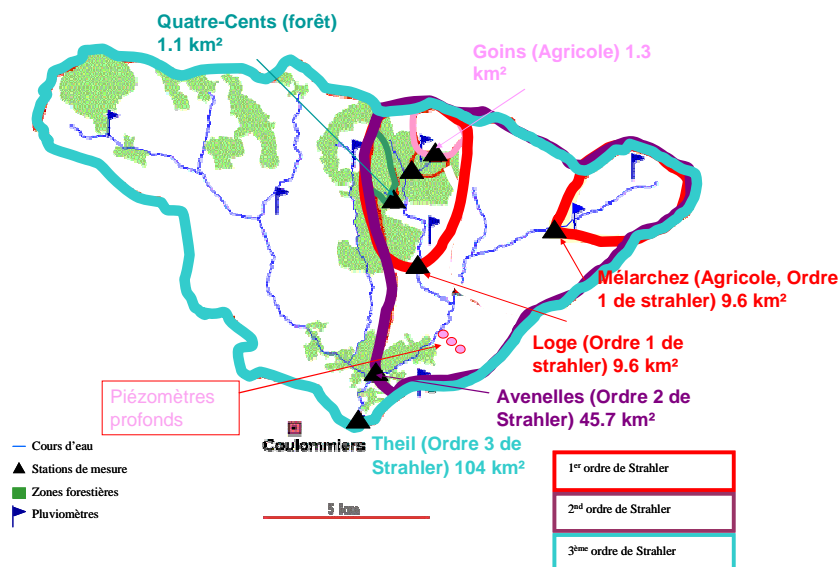


Figure 6 : Série de sous-bassins versants suivis sur le bassin de l'Orgeval

Chaque station est équipée d'un seuil dont la section est triangulaire pour les stations amont (Goins, Quatre-Cents, Loge) et carrée pour les autres (Avenelles, Theil). Les hauteurs d'eau sont mesurées en continu à grâce à une sonde à ultrasons située dans un puits de tranquillisation connecté au cours d'eau. Les mesures instantanées des hauteurs d'eau sont alors converties en mesure de débit en L/s grâce à des courbes de tarage.

Pour suivre la qualité de l'eau, chaque station est également équipée d'un préleveur automatique. En période hivernale, le préleveur est programmé pour échantillonner toutes les 12 heures de façon à bien représenter les variations de la qualité de l'eau au moment des crues. En été, un prélèvement est effectué tous les 2 jours. Un suivi de la qualité de l'eau ($N-NO_3^-$, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$) est ainsi obtenu. Les eaux sont prélevées dans les eaux courantes du cours d'eau en amont ou en aval du seuil de chaque station. Les eaux sont ensuite analysées en laboratoire afin de mesurer les concentrations en azote minéral. Ainsi, des flux d'azote peuvent être calculés à l'exutoire de chaque sous-bassin.

Les débits et la qualité de l'eau sont suivis par le CEMAGREF depuis 1975 pour les sous-bassins de Mélarchez, des Avenelles et du Theil. Le sous-bassin de Goins est suivi depuis 1998 et le sous-bassin de Quatre-Cents depuis 1999. Enfin, le sous-bassin de la Loge est suivi depuis 2004.

2.2.2 Les bilans azotés

L'établissement de bilans d'eau et d'azote aux différentes échelles spatiales étudiées, de la parcelle drainée à l'exutoire du bassin versant requiert la connaissance des intrants.

▪ Les précipitations

Huit pluviomètres installés sur le bassin ont permis d'estimer les apports d'eau et d'azote par les précipitations.

▪ Les apports de fertilisants et la récolte

A l'échelle de la parcelle et du groupement de parcelle de Goins, des enquêtes ont été faites auprès des agriculteurs afin d'estimer les apports de fertilisants azotés. Les apports sur le blé sont de 160 kgN/ha/an, de 220 kgN/ha/an sur le maïs et de 110 kgN/ha/an sur l'orge. Les féveroles qui sont des légumineuses et qui fixent donc l'azote atmosphérique, ne reçoivent aucun apport azoté.

L'azote mobilisé par les cultures est d'environ 130 kgN/ha/an pour le blé et l'orge, de 175 kgN/ha/an pour le maïs et d'environ 250 kgN/ha/an pour les féveroles (Soltner, 2005).

▪ Bilans d'azote

A l'échelle de la parcelle et à celle du groupement de parcelles, l'estimation des apports externes et la mesure des exportations par la récolte et par les réseaux de drains permet d'établir, un bilan agronomique de l'azote, montrant un éventuel déficit entre les sorties mesurées et les entrées.

A l'échelle des sous- bassins emboîtés, il s'agit de mettre en évidence une éventuelle rétention d'azote en aval des sols cultivés et forestiers. Pour établir les bilans à cette échelle, les exportations d'azote du sous-bassin agricole de Goins et du sous-bassin forestier de Quatre-Cents ont été considérées comme respectivement représentatives des zones agricoles et des zones forestières pour chacun des sous-bassins mixtes de plus grande surface. De cette façon, les eaux de surface et de sub-surface participant aux écoulements superficiels pour les sous-bassins d'ordre 1, 2 et 3 sont considérées comme un mélange des eaux agricoles et forestières des bassins de référence de façon proportionnelle à leur contribution dans l'usage du sol. Les équations suivantes ont été utilisées pour calculer les bilans en eau et en azote aux différentes échelles spatiales :

$$Q_{total} = Q_{sup\ ag} \times S_{ag} + Q_{sup\ forêt} \times S_{forêt} + Q_{inf\ ag} \times S_{ag} + Q_{inf\ forêt} \times S_{forêt} \quad (1)$$

$$\frac{Q_{inf\ forêt}}{Q_{inf\ ag}} = \frac{S_{forêt}}{S_{ag}} \quad (2)$$

$$F_{azote} = F_{sup\ ag} \times S_{as} + F_{sup\ forêt} \times S_{forêt} + Q_{inf\ ag} C_{ag} + Q_{inf\ forêt} C_{forêt} \quad (3)$$

où Q_{total} est le flux d'eau total (mm) mesuré à l'exutoire de chaque sous-bassin, $Q_{sup\ ag}$ et $Q_{sup\ forêt}$ sont les flux d'eau (mm) mesurés à l'exutoire des sous-bassins référence agricole et forestier, S_{ag} et $S_{forêt}$ sont les surfaces agricoles et forestières (% de la surface totale) de chaque sous-bassin, $Q_{inf\ ag}$ et $Q_{inf\ forêt}$ sont les flux d'eau souterrains participant aux écoulements de surface et provenant respectivement des zones agricoles et forestières (mm). Enfin, F_{azote} est le flux d'azote total mesuré à l'exutoire de chaque sous-bassin. $F_{sup\ ag}$ et $F_{sup\ forêt}$ sont les flux d'azote mesurés aux exutoires respectifs des bassins de référence agricole et forestier. C_{ag} et $C_{forêt}$ sont les concentrations en éléments azotés des eaux infiltrées provenant des zones agricoles et des zones forestières. Ces concentrations sont considérées comme étant identiques aux concentrations mesurées en surface à l'exutoire des sous-bassins de référence agricole et forestier. Les 2 derniers termes de l'équation de mélange 3 ne sont pas mesurés et sont calculés grâce aux équations suivantes :

$$C_{ag} = \frac{F_{sup\ ag}}{Q_{sup\ ag}} \quad (4)$$

$$C_{forêt} = \frac{F_{sup\ forêt}}{Q_{sup\ forêt}} \quad (5)$$

Dans le but de valider cette estimation des flux d'apports souterrains, des mesures directes de concentration en nitrate dans les nappes souterraines ont été effectuées. D'une part, des sources correspondant à la zone d'affleurement des argiles vertes ont été échantillonnées. D'autre part, des piézomètres profonds dans les nappes de Brie et de Champigny ont été installés en aval du bassin en janvier 2008 (Figure 7).

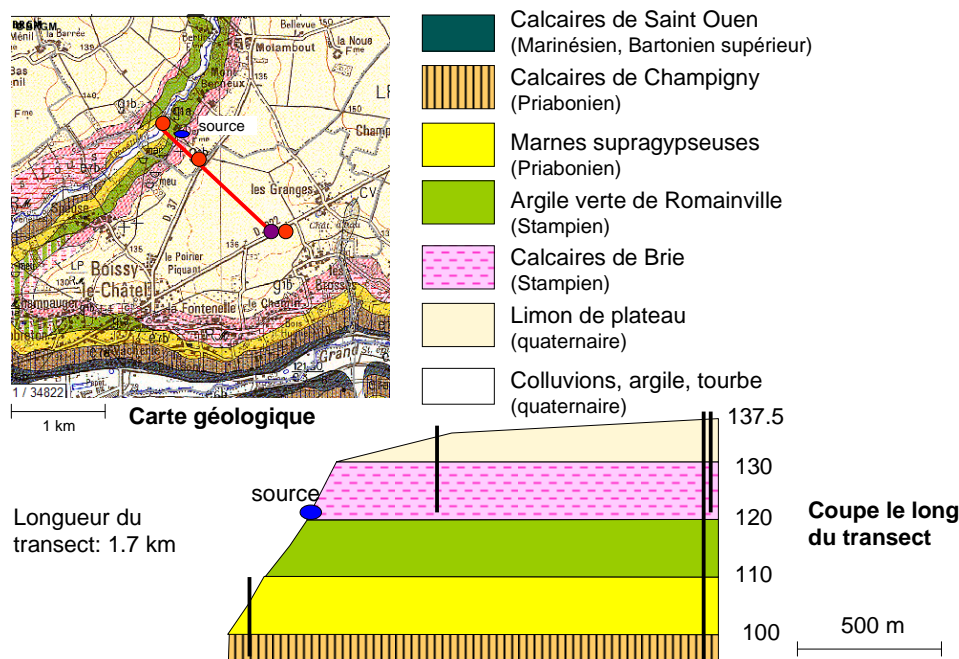


Figure 7: Emplacement des piézomètres profonds

Ces piézomètres ont pour but d'établir la direction et le sens des échanges nappe-rivière au cours de l'année ainsi que de suivre les concentrations en éléments azotés de la nappe de Brie. Ce transect part du sommet du plateau jusqu'à la zone riveraine à 2 m du cours d'eau. Le piézomètre du plateau et celui du milieu de versant ont une profondeur de 15 m. Celui placé dans la zone riveraine se termine à 3 m de profondeur. Les relevés de niveau d'eau et les échantillonnages de l'eau sont faits de façon manuelle et mensuelle depuis janvier 2008. Le niveau d'eau est mesuré grâce à un capteur de pression et les échantillons d'eau ont été pompés après une phase préalable de vidange du piézomètre.

2.2.3 Les méthodes d'analyses chimiques

Les concentrations en nitrate, ammonium et nitrite sont mesurées en flux continu par colorimétrie grâce à un auto-analyseur TRAACS 800. Le principe de mesure est la colorimétrie.

Les nitrates sont réduits en nitrites sur une colonne de cadmium (Greenberg et al., 1992). Ces nitrates réagissent en milieu acide avec de la sulphanilamide, et forment un complexe de diazotation qui, couplé avec du chlorhydrate de N-1-Naphtyléthylènediamine, produit une coloration pourpre. La lecture colorimétrique est effectuée à 520 nm. Les nitrites sont analysés de la même façon sans réduction préalable sur colonne de cadmium. Enfin, l'ammonium réagit avec du salicylate de sodium et de l'acide dichloro-isocyanurique en donnant un composé coloré bleu qui présente une valeur maximale d'absorption mesurée à 660 nm. Le nitroprussiate de sodium est utilisé comme catalyseur.

Des essais sur des échantillons étalons ont été faits au CEMAGREF sur le TRAACS et il s'avère que l'appareil surestime légèrement les concentrations des ions analysés : sur-estimation de 4% pour les ions ammonium, de 5% pour les ions nitrate et de 7% pour les ions phosphate.

Ces mesures sont faites en routine, sur les eaux de surface échantillonnées toutes les 24h à l'exutoire de chaque sous-bassin. Avant analyse, les échantillons sont conservés à 4°C.

2.3 Utilisation de la biogéochimie isotopique : Principes et méthodes

2.3.1 Suivi isotopique des nitrates et de l'azote organique du sol

L'outil isotopique a été utilisé conjointement aux mesures classiques de physico-chimie et des bilans d'azote qui en résultent, dans le but de caractériser les processus de rétention en azote et d'estimer qualitativement si ces processus peuvent être à l'origine d'éventuels défauts de bilans détectés. En effet, outre le suivi des sources d'azote, la mesure du $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates permet de tracer le processus de dénitrification. Ce paragraphe présente le principe de l'utilisation de la biogéochimie isotopique et l'utilisation particulière qui en a été faite lors de cette étude.

▪ Les intrants azotés

Tout d'abord des mesures du $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates de la pluie ont été réalisées 10 fois à des périodes différentes de l'année. De plus, le $\delta^{15}\text{N}$ du fertilisant le plus utilisé sur le bassin, l'ammonitrate, a été mesuré.

▪ A l'échelle de la parcelle drainée

Des profils de sol ont été échantillonnés sur la parcelle de référence sur 2 transects, un en haut de la pente et un en bas de la pente de la parcelle. Chaque transect perpendiculaire à la direction des drains est composé de 3 profils perpendiculaires à la direction des drains, de la même façon que pour les piézomètres de surface. Comme le positionnement exact des drains n'est pas connu, les 3 profils de sol de chaque transect ont été espacés de 2,5 m. Le sol a été échantillonné tous les 10 cm avec une tarière à main pour chacun des profils. Pour chaque profil de sol, le $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique du sol a été mesurée.

L'objectif de ces mesures est de pouvoir comparer les enrichissements relatifs en ^{15}N des différentes formes d'azote dans le sol par rapport aux sources externes. En connaissant le fractionnement associé à chaque processus du cycle de l'azote et grâce au bilan azoté réalisé à l'échelle de la parcelle, l'objectif est d'utiliser le $\delta^{15}\text{N}$ comme indicateur de l'existence de processus de rétention/élimination de l'azote dans le sol.

▪ A l'échelle du bassin versant

Le $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ dans les eaux de surface a été suivi toutes les 24h lors de plusieurs épisodes de crue durant les saisons de drainage. Des mesures ont aussi été réalisées durant les périodes estivales en dehors de la saison de drainage. De plus, le $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ des eaux souterraines a été mesuré dans sources du bassin versant.

Ce suivi a pour but de détecter des processus de rétention en aval des sols cultivés, soit dans les zones ripariennes, soit dans les cours d'eau.

2.3.2 Méthodes analytiques

▪ Mesure du $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$

La méthode utilisée pour mesurer le $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ est la méthode de diffusion de l'ammonium (Sebilo et al., 2004).

Cette méthode est basée sur la microdiffusion à froid des nitrates, par leur conversion en ammoniac sous un pH basique. Les ions NO_3^- sont transformés en NH_3 grâce à un alliage de Devarda en milieu basique. Cet alliage de Cu, Al et Zn engendre la réduction du nitrate (NO_3^-) en ammonium (NH_3) qui va diffuser à travers la colonne d'eau. Un filtre, imperméable à l'eau mais perméable au gaz, et contenant une compresse imbibée de 30 μl d'acide sulfurique, piège l'ammoniac de l'atmosphère gazeux sous forme de sulfate d'ammonium. Le temps nécessaire d'incubation pour que plus de 95% des nitrates soient transformés en ammoniac et piégés dans le filtre est de une semaine (Figure).

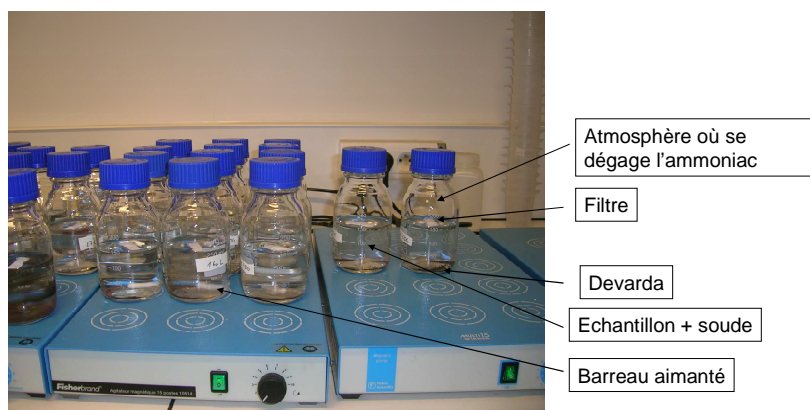


Figure 8: Incubations pendant une semaine sur table d'agitation

Ensuite, les échantillons sont congelés et lyophilisés en vue de l'analyse au spectromètre de masse isotopique. Le filtre en fibre de verre est enfin emballé dans une fine capsule en étain pour être décomposé thermiquement dans un analyseur élémentaire couplé à un Spectromètre de Masse Isotopique (Figure 9). Le N_2 produit après la combustion de l'échantillon dans l'analyseur élémentaire, est analysé par le spectromètre de masse isotopique. Cette méthode de mesure a une précision de l'ordre de $\pm 0,2\%$.

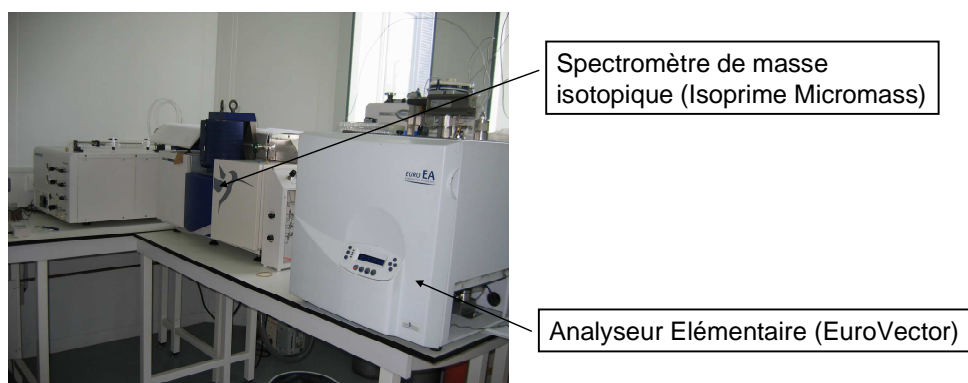


Figure 9: Analyseur élémentaire et spectromètre de masse isotopique

▪ Mesure du $\delta^{15}N$ de l'azote organique du sol

A partir de l'échantillon de sol séché à l'air et tamisé à 2 mm pour enlever les racines et les résidus de cultures, une masse de sol de 150 mg équivalent à 150 μg de N est pesée et isolée dans une fine capsule en étain et introduit dans le couplage EA-IRMS. Le $\delta^{15}N$ mesuré est considéré comme étant celui de l'azote organique du sol car celui-ci représente plus de 98% de l'azote du sol. Chaque analyse permet de déterminer les pourcentages d'azote, de carbone ainsi que le $\delta^{15}N$.

2.4 Mesure de la dénitrification en parcelle drainée

Des mesures ponctuelles de la dénitrification réelle et potentielle ont été réalisées sur la parcelle drainée de référence. Ces mesures ont été faites en laboratoire en utilisant la méthode du blocage à l'acétylène. En complément de l'outil isotopique qui permet de caractériser le processus de dénitrification, l'objectif de ces mesures est de quantifier le processus dans les sols drainés.

2.4.1 Mesure de la dénitrification réelle

Le principe de la mesure de la dénitrification est basé sur l'inhibition exercée par l'acétylène sur la réduction du N_2O en N_2 (Balderstone et al., 1976; Yoshinari et Knowles, 1976). En présence de C_2H_2 , le N_2O devient le produit final de la dénitrification. Or, ce gaz est facilement quantifiable compte tenu de sa faible teneur atmosphérique dans l'air et de la sensibilité des détecteurs (chromatographes en phase gazeuse, détection par capture d'électrons). Ceci fait de cette méthode l'une des plus sensibles pour la mesure de la dénitrification (Duxbury, 1986) et la plus couramment utilisée.

Deux méthodes différentes sont réalisées avec des carottes de sol. La première consiste en une recirculation des gaz dans la carotte de sol, considérant qu'un courant facilite la distribution de l'acétylène et du N_2O (Parkin et al., 1984; Tiedje et al., 1989). Cette méthode permet une mesure en continu du flux de N_2O . Cependant, elle nécessite un matériel cher et complexe, et ne permet pas d'analyser beaucoup d'échantillons.

Une deuxième est dite statique. Les carottes de sol sont simplement placées dans une Boîte d'incubation hermétique sans recirculation (Burton et Beauchamp, 1984; Ryden et al., 1987; Tiedje et al., 1989). Cette méthode, plus simple, permet la mesure simultanée d'un grand nombre d'échantillons, ce qui est un grand avantage compte tenu de la grande variabilité de la dénitrification.

Compte tenu de nos moyens matériels, la méthode du blocage à l'acétylène de type statique a été choisie. L'expérience se réalise sur des échantillons composés, ici correspondant à 4 carottes de sol dans une boîte hermétique, munie d'un septum pour permettre le prélèvement de gaz.

Le mode opératoire général est composé de plusieurs étapes:

- prélèvement de sol : à l'aide d'un carotteur ou d'une tarière
- stockage : en chambre froide à 4-5°C pour stopper les réactions biologiques
- incubation
- prélèvement de gaz
- chromatographie en phase gazeuse

L'expérience a été réalisée sur 4 sites du bassin versant de Goins (1 site forestier et 3 sites dans la parcelle de référence selon un gradient topographique : 1 en haut de la parcelle de référence, 1 au milieu de la parcelle, 1 en bas de la parcelle), et sur deux horizons de 25 cm d'épaisseur. Trois campagnes de prélèvements ont été effectuées : le 28/02/07 ; le 27/03/07 et le 03/05/07.

On incube alors les échantillons de sol, avec, pour un horizon d'un site, une boîte avec acétylène et une sans (témoin), dans une chambre froide à température du sol. La boîte "témoin" permet d'évaluer indirectement la production de N_2 , par la différence de production de N_2O entre les boîtes avec acétylène et celles sans.

2.4.2 Mesure de la dénitrification potentielle

Elle détermine le taux maximal de dénitrification qui peut avoir lieu dans le sol, sans développement biologique.

Pour cela, un échantillon de 25 gr de sol (poids sec), préalablement homogénéisé (mélange de terre provenant de tous les points de prélèvement de l'horizon du site), est placé en conditions optimales, par un ajout d'eau distillée, de KNO_3 et de glucose, en concentration finale 50 μg de $N-NO_3^-$ par g de sol sec, soit 9,027 mg de KNO_3 par échantillon, et de 300 μg de C-glucose par g de sol sec, soit 7,5 mg par échantillon (Luo et al., 1996).

Afin de se placer en condition anaérobie, des flush à l'hélium sont réalisés pour faire le vide dans la bouteille et d'obtenir une atmosphère d'hélium contenant peu d' O_2 (inférieur à 0,1% si possible).

2.5 Modélisation à différentes échelles spatiales

L'ensemble des observations réalisées sur la dynamique de l'azote dans notre site expérimental a été synthétisé par le recours à la modélisation, tant à l'échelle de la parcelle (DRAINMOD-N II), qu'à l'échelle des sous-bassins versants (SENEQUE).

La modélisation a pour objectif de valider les schémas conceptuels ou de compréhension des processus.

2.5.1 Le modèle DRAINMOD-N II

L'utilisation du modèle Drainmod-N a pour but de quantifier les processus de transfert d'eau et d'azote dans les sols drainés en fonction des conditions climatiques, des propriétés physiques du milieu et des caractéristiques du réseau de drainage, avec une résolution temporelle fine permettant d'appréhender leur variabilité.

Le modèle hydrologique DRAINMOD a été développé par R. Wayne Skaggs à la North Carolina State University (Skaggs, 1980). Le modèle simule l'hydrologie à la parcelle des sols artificiellement drainés à nappe peu profonde, à pas de temps horaire ou journalier sur des longues chroniques climatiques (e.g. 50 années). Le modèle calcule l'effet du drainage et des pratiques associées, sur les hauteurs de nappe, les débits et les rendements des cultures.

DRAINMOD a été testé pour un grand nombre de conditions et de pays dans le monde, comme le montrent les dizaines de publications écrites à partir de ce modèle (http://www.bae.ncsu.edu/soil_water/drainmod/index.html). Depuis le début des années 1990, de nouveaux modules ont été ajoutés à DRAINMOD pour simuler l'impact du drainage sur la qualité de l'eau, pour les zones de cultures mais aussi les zones forestières.

La dernière version du modèle disponible et utilisée ici permet de simuler les pertes azotées dues au drainage, mais aussi les problèmes de salinité des sols.

▪ Module hydrologique

Les processus hydrologiques simulés sont les suivants : précipitations, drainage, infiltration, évapotranspiration, ruissellement, stockage d'eau à la surface du sol et en zone non saturée. Le modèle calcule un bilan de l'espace poral dans le sol à chaque pas de temps :

$$\Delta V = D + ET + DS - F \quad (6)$$

où ΔV représente la variation du volume d'eau du sol, D le volume d'eau évacué par le drainage, ET le volume d'eau évacué par l'évapotranspiration, DS la drainance et F l'infiltration.

Un schéma du principe de fonctionnement hydrologique est présenté sur la Figure 10. L'évaluation de ces différents processus nécessite des hypothèses que l'on va détailler.

Dans le modèle DRAINMOD, la représentation d'un système drainant saturé est issue de la combinaison de la loi de Darcy et de la loi de conservation de la masse. Un bilan du volume de pores est effectué à chaque pas de temps. Le bilan hydrique de base de DRAINMOD ne requiert pas la connaissance du profil de la teneur en eau dans le sol. Cependant, les calculs évaluant les différents éléments, comme le drainage ou l'ET, dépendent de la position de la nappe et de ce profil. A chaque pas de temps, DRAINMOD recalcule donc ce profil et la profondeur de la nappe, en faisant l'hypothèse d'un équilibre hydrostatique.

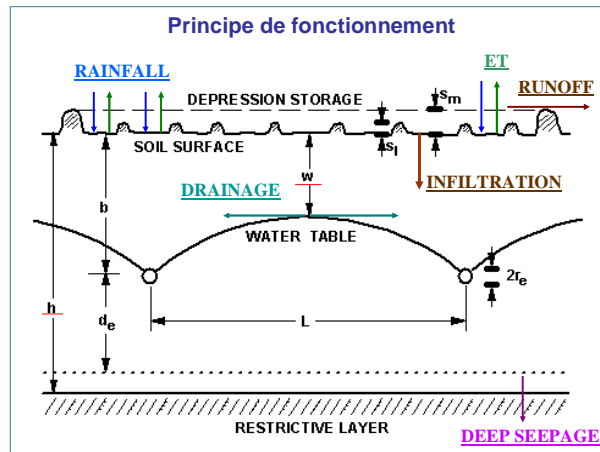


Figure 10: Schéma du principe de fonctionnement de Drainmod

- *Le drainage*

Le toit de la nappe n'est pas une surface rectiligne entre les drains, mais plutôt une forme ellipsoïdale. Mais compte tenu de la faible épaisseur de la zone saturée par rapport à l'écartement des drains, on fera l'hypothèse que les écoulements sont uniquement horizontaux (hypothèse de Dupuits – Forchheimer), et par conséquent une nouvelle surface saturée est calculée (Figure 11), comme le montre le schéma ci-dessous.

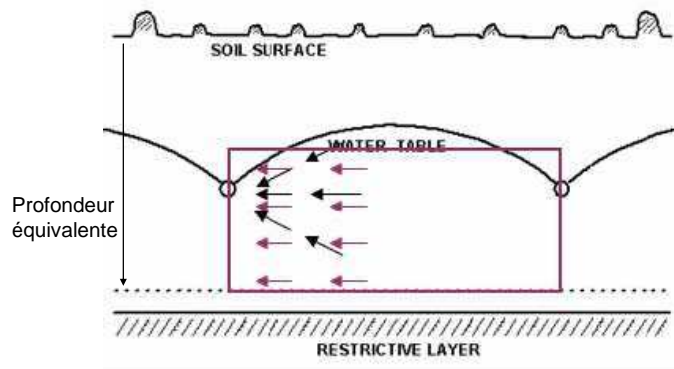


Figure 11: Hypothèse de Dupuits-Forchheimer

Les circulations dans la nappe sont parallèles et horizontales. Cette hypothèse est d'autant plus valable que l'épaisseur de la zone saturée est faible par rapport à l'écartement des drains (Lesaffre, 1988).

L'équation de Hooghoudt est utilisée pour déterminer le flux d'eau drainée.

$$Q(H) = \frac{(KH^2 + 2K_m d_e H)}{L^2} \quad (7)$$

où K est la conductivité horizontale (cm/h), H la hauteur de nappe à l'inter-drain (cm), K_m la conductivité hydraulique à saturation (cm/h), d_e la profondeur équivalente de l'imperméable par rapport aux drains (cm) et L , le demi – écartement des drains (cm).

- *L'évapotranspiration*

La détermination de l'évapotranspiration se fait en deux étapes. Tout d'abord, l'évapotranspiration potentielle ETP est estimée à partir des données météo (température, vitesse du vent, humidité...). Cette valeur représente la quantité d'eau mobilisée par le système sol - plante quand la quantité d'eau dans le sol n'est pas limitante. Ensuite, on vérifie si l'ET n'est pas limitée par la disponibilité en eau.

En effet, il existe un flux maximal ascendant que peut fournir la nappe. Celui-ci est fonction de la profondeur de la nappe et diminue avec celle-ci. Si l'ETP est inférieure au flux maximal ascendant que peut fournir la nappe, $ET = ETP$ tout simplement. En revanche si l'ETP devient supérieure à la quantité d'eau issue de la nappe, un déficit se crée. Ce manque sera comblé par le prélèvement de l'eau accumulée dans la zone racinaire.

Mais le prélèvement dans la zone racinaire ne peut être tel que la teneur en eau en surface devienne inférieure à la teneur dite de flétrissement des plantes, à partir de laquelle les plantes ne peuvent plus soutirer d'eau du sol. Si le besoin est supérieur le modèle crée une zone sèche de la surface jusqu'à une certaine profondeur, telle que l'ETP soit satisfaite. Au maximum cette zone sèche peut atteindre la limite inférieure de la zone racinaire. Une fois cette profondeur atteinte, l'ETP est limitée par la disponibilité en eau du sol. L'ET est alors égale au flux maximum ascendant d'eau qui peut transiter dans la colonne de sol et les plantes flétrissent car elles ne disposent plus d'une teneur en eau suffisante.

L'ET ôte de l'eau et tend donc à faire diminuer la nappe du volume maximum qu'elle peut fournir. Si celui-ci n'est pas suffisant, l'ET déforme le profil dans sa partie supérieure. En effet, on voit que pour une profondeur de nappe donnée et donc un flux maximal ascendant, selon la demande en ET le profil se déforme. L'assèchement de la zone racinaire se manifeste par une baisse de la teneur en eau dans les premiers centimètres de sol jusqu'à un maximum, la teneur en eau au point de flétrissement.

- *L'infiltration*

L'infiltration est un paramètre complexe dépendant des propriétés du sol (conductivité hydraulique, teneur en eau initiale, compaction...), des caractéristiques des cultures (profondeur racinaire, étendue de la culture...), et du climat (intensité de la pluie, durée, température...). Si le taux de précipitations n'excède pas la capacité maximum d'infiltration du sol, le volume infiltré est égal à la pluie. S'il excède cette capacité maximum, un bilan hydrique en surface, donnant l'équation suivante, permet de calculer l'infiltration :

$$RP = F + \Delta S + RO \quad (8)$$

où P représente la pluie, F l'infiltration, RO le ruissellement, et ΔS la variation du volume stocké en surface dans les microvillosités du sol.

En effet, la surface du sol n'est pas lisse, mais présente des irrégularités qu'il soit labouré ou non. Lors d'une pluie, de l'eau s'accumule donc dans cette zone et est stockée, jusqu'à ce qu'elle se soit infiltrée.

Cette capacité maximale d'infiltration est calculée par DRAINMOD en utilisant l'équation de Green et Ampt (1911). Celle-ci a été établie en appliquant la loi de Darcy de part et d'autre de la zone d'infiltration de l'eau appelée "front saturé" du sol. En effet, si l'on considère une couche de teneur en eau uniforme, l'eau s'infiltrant dans la colonne de sol crée une zone humide en surface qui se propage petit à petit en profondeur.

On obtient l'équation suivante :

$$F = K_s \times \frac{(H_2 - H_1)}{L_f} \quad (9)$$

où F est l'infiltration (cm/h), L_f la longueur de la zone humide du sol (cm), K_s la conductivité hydraulique de la zone humide du sol (cm/h), H_2 la charge hydraulique du front d'humidification (cm) et H_1 la charge hydraulique à la surface du sol (cm).

▪ **Module biogéochimique**

Un module biogéochimique a été couplé à DRAINMOD pour devenir DRAINMOD-N II (Youssef et al., 2005). Le nouveau modèle prend en considération plusieurs formes azotées : les nitrates mais aussi les formes ammoniacales et les formes organiques. Le cycle de l'azote est donc complet et le modèle intègre également une représentation du cycle du carbone.

Les processus considérés sont : la fixation de l'azote atmosphérique, l'application de fertilisants sous toutes leurs formes, l'absorption d'azote par les plantes, la minéralisation, l'immobilisation, la nitrification et la dénitrification, la volatilisation et les pertes dues au ruissellement et au lessivage (Figure 12).

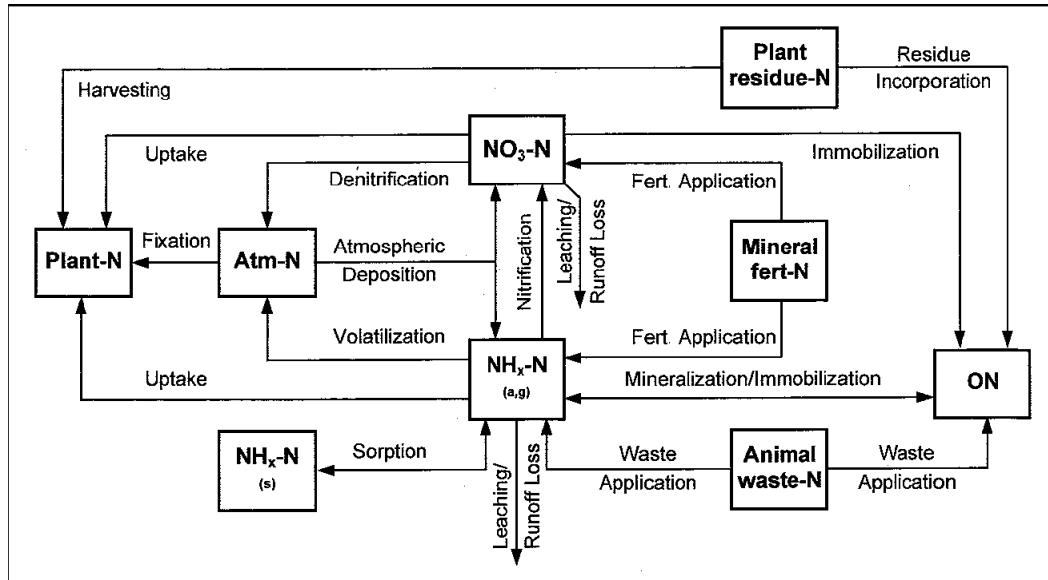


Figure 12: Cycle de l'azote de DRAINMOD-N II, d'après Youssef et al. (2005)

Le modèle calcule à chaque pas de temps les concentrations en nitrates et ammonium dans le sol et dans l'eau des drains. Pour cela, le transport des différentes formes azotées est régi par l'équation d'advection – dispersion – réaction (ADR), ce qui donne le bilan massique pour une forme répartie entre les phases aqueuses, gazeuses et solides :

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_a C_a + \theta_g C_g + \rho_b C_s) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_a D_a \frac{\partial C_a}{\partial z} + \theta_g D_g \frac{\partial C_g}{\partial z} \right) - \frac{\partial (v_a C_a)}{\partial z} + S \quad (10)$$

où θ_a et θ_g sont les teneurs volumétriques dans les phases aqueuse et gazeuses ; C_a , C_g et C_s les concentrations dans les différentes phases ; ρ_b la densité apparente sèche ; v_a le flux volumétrique dans la phase aqueuse ; D_a le coefficient de dispersion hydrodynamique qui caractérise le transport dispersif dans la phase aqueuse ; d_g le coefficient de diffusion moléculaire qui caractérise le transport diffusif dans la phase gazeuse et S un terme puits/source.

A chaque itération, DRAINMOD-N II résout dans un premier temps la partie de l'équation 10 concernant les transports verticaux afin d'obtenir des concentrations intermédiaires. Celles-ci sont ensuite utilisées pour résoudre la partie Réaction/Transformation (S) de l'équation 10. Les transports verticaux sont calculés de façon numérique.

Le terme puits/source donne pour la dénitrification :

$$S_{den} = f_e V_{\max, den} \left(\frac{C_{NO_3}}{K_{m, NO_3} + C_{NO_3}} \right) \times \left(\frac{C_c}{K_{m, c} + C_c} \right) \times \left(\frac{\rho_b}{\theta_a} \right) \quad (11)$$

où S_{den} est le taux de dénitrification, $V_{\max, den}$ le taux maximum de dénitrification rencontré, C_{NO_3} la concentration en nitrates, C_c la concentration en substrats carbonés, K_{m, NO_3} la constante de demi saturation en nitrates et $K_{m, c}$ la constante de demi saturation en substrats carbonés. Le modèle tient également compte des effets environnementaux (température, pH, teneur en eau...) sur les différentes transformations, et peut cumuler ses effets. En effet, f_e est une fonction réponse adimensionnelle pour les facteurs environnementaux.

$$f_e = f_t f_{sw} \quad (12)$$

où f_t est la fonction réponse température et f_{sw} est la fonction réponse teneur en eau.

$$f_t = \exp \left[-0,5 \beta T_{opt} + \beta \left(1 - \frac{0,5T}{T_{opt}} \right) \right] \quad (13)$$

où T est la température du sol (°C), T_{opt} est la température optimum pour laquelle f_t est égale à 1, et β est un coefficient empirique.

Pour la dénitrification f_{sw} est égale à l'équation suivante :

$$f_{sw} = \begin{cases} 0 & s < s_{dn} \\ \left(\frac{s - s_{dn}}{1 - s_{dn}} \right)^{e_1} & s > s_{dn} \end{cases} \quad (14)$$

où s est la saturation relative (sans dimension), s_{dn} est la saturation relative en dessous de laquelle il n'y a pas de dénitrification et e_1 est un exposant empirique.

2.5.2 Le modèle SENEQUE

Après l'étude des processus à l'échelle de la parcelle, l'utilisation du modèle SENEQUE sur les sous-bassins versants emboîtés d'ordre 1, 2 et 3 a pour objectif de quantifier les processus de rétention riparienne et les processus de rétention in-stream.

▪ Présentation du modèle

RIVERSTRAHLER est un modèle simulant la qualité de l'eau et le fonctionnement biogéochimique des grands réseaux hydrographiques (Garnier et al., 1995; Billen et Garnier., 1999; Billen et al., 2001). Il calcule au pas de temps décadaire les principales variables de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux de surface en fonction des contraintes constituées par la morphologie des cours d'eau, les conditions météorologiques et climatiques, l'usage du sol du bassin versant et les rejets ponctuels d'eaux usées. L'intégration de RIVERSTRAHLER dans une interface SIG qui en permet une application spatialement distribuée, d'abord développée pour le bassin de la Seine, est appelée SENEQUE (Ruelland et al., 2007) (Figure 13).

SENEQUE est constitué d'un modèle de cinétique des processus microbiologiques dans les hydrosystèmes, le modèle RIVE, couplé à un modèle hydrologique HYDROSTRAHLER, qui calcule les composantes

superficielles (ruissellement et écoulement de sub-surface) et phréatique (débit de base) du débit de chaque sous-bassin défini au départ, à partir des variations saisonnières de la pluviométrie et de l'évapotranspiration. Ce modèle ne décrit que le fonctionnement biogéochimique du réseau hydrographique et non celui du bassin versant.

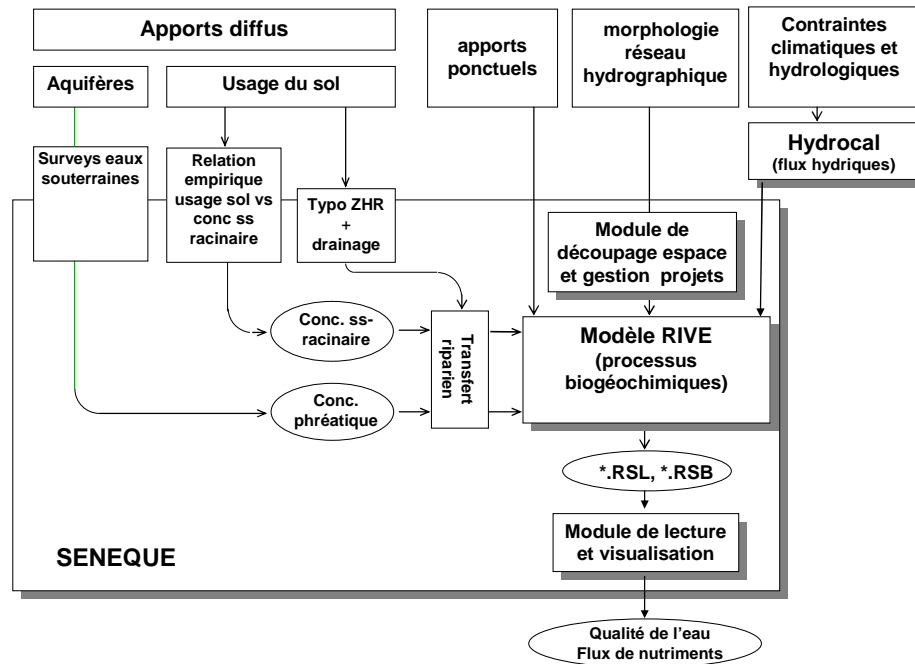


Figure 13: Le fonctionnement de Sènèque : prise en compte des entrées au réseau hydrographique et calcul par Riverstrahler du fonctionnement biogéochimique des cours d'eau

▪ Modèle HYDROSTRAHLER

Le réseau hydrographique est décrit comme une combinaison de 3 types d'objets : les sous-bassins amont (ou 'feuilles'), les axes de rivières (ou 'branches') et les milieux stagnants en connexion (étangs ou réservoirs). La description des sous-bassins est hiérarchisée sur la base de la notion d'ordre de Strahler. Le chevelu hydrographique est représenté par un schéma régulier de confluence de tributaires d'ordre croissant. Le modèle calcule un comportement moyen pour les tributaires de chaque ordre. Les axes de rivières sont quant à eux représentés d'une manière plus fine, permettant la description de profils en long avec une résolution de l'ordre du km. En ce qui concerne les milieux stagnants en communication, ils sont pris en compte, soit de manière statistique lorsque, comme c'est le cas pour les étangs, ils se raccordent aux différents ordres d'un sous-bassin (on considère alors leurs caractéristiques moyennes par ordre hydrologique), soit sous forme individualisée, comme c'est le cas pour les grands ouvrages de retenues connectés sur un axe de rivière (on tient compte d'une morphologie précise et des valeurs réelles journalières des débits dérivés et restitués).

La Figure 14 présente les relations entre la pluie, l'évapotranspiration, et les transferts d'eau à travers un compartiment sol et un compartiment aquifère. Le ruissellement de surface n'a lieu que lorsque le sol est saturé. Les écoulements de sub-surface et l'infiltration sont fonction de la teneur en eau dans le sol (relations linéaire) et les écoulements de base sont fonction du niveau de la nappe (relation linéaire).

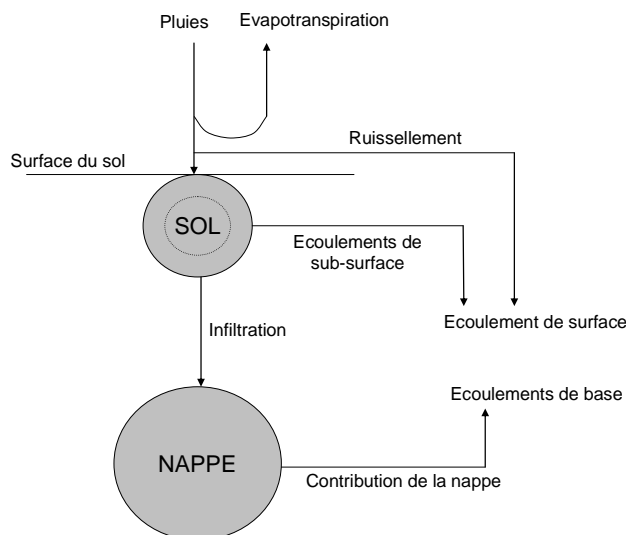


Figure 14: Le modèle HYDROSTRAHLER, d'après Billen et Garnier (1999)

▪ **Modèle RIVE**

Un des principes de base du modèle SENEQUE est celui de l'unicité des processus à travers l'ensemble du continuum aquatique : des têtes de bassins à l'estuaire, des étangs aux grandes retenues, les processus microscopiques qui déterminent le fonctionnement de l'écosystème sont identiques dans leur nature et leur cinétique. Ce sont les contraintes hydrologiques, morphologiques ou liées aux apports du bassin versant qui induisent les différences de fonctionnement des secteurs successifs de ce continuum. Un seul et même module représentant finement ces processus microscopiques est donc utilisé pour toutes les composantes de l'hydrosystème. La plupart des paramètres cinétiques caractérisant ces processus sont fixés a priori, à partir d'observations ou d'expérimentations de terrain ou de laboratoire, et ne font donc l'objet d'aucune procédure de calage.

La qualité de l'eau dans l'ensemble du réseau hydrographique est décrite par la concentration en oxygène, en nutriments (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , PIP, SiO_2 , BSi), en matières en suspension et en carbone organique dissous et particulaire (3 classes de biodégradabilité).

Le modèle RIVE est fondé sur la connaissance de nombreux processus chimiques et biologiques et fait intervenir un grand nombre de variables d'état. Ainsi sont décrits en détail la dynamique des populations phytoplanctoniques (Garnier et al., 1995), la dégradation de la matière organique par les populations bactériennes hétérotrophes planctoniques (Billen et al., 1989) et la nitrification dans la colonne d'eau (Brion et Billen, 1998), la dégradation de la matière organique benthique et les processus associés de nitrification et de dénitrification dans les sédiments (Thouvenot et al., 2006).

- *Apports diffus : conditions limites*

Contrairement à beaucoup de modèles de tronçons de rivière, RIVERSTRAHLER couvre l'ensemble d'un réseau hydrographique et s'affranchit ainsi de la nécessité de renseigner des conditions limites amont, autres que celles qui définissent les apports diffus du bassin versant.

Dans la démarche RIVERSTRAHLER, les apports diffus représentent la condition limite amont du modèle : la composition des deux composantes (superficielle et phréatique) du débit en provenance du bassin versant doit être connue pour chaque sous-bassin.

La composante superficielle du débit est supposée avoir la composition moyenne de l'eau du sol à la base de la zone racinaire. Dans l'application du modèle, cette composition est souvent définie en utilisant des relations empiriques en fonction de l'usage du sol du bassin versant. Elle peut aussi être directement définie par des mesures réalisées sur des drains, ou sur des prélèvements issus de bougies poreuses ou d'analyse du sol. Elles peuvent enfin être renseignées à partir des résultats de modèles agronomiques prédictifs du lessivage des sols.

A cause de l'inertie de leur réponse aux pollutions diffuses, la composition des aquifères ne reflète pas nécessairement l'usage actuel du sol de leur zone d'alimentation. La concentration moyenne des eaux souterraines, qui constituent le débit de base des cours d'eau, peut ne pas être identique à celle des eaux sous-racinaires qui les alimentent, mais doit être déterminée empiriquement à partir des analyses disponibles de la qualité effective des principaux aquifères du bassin, ou résulter de calculs par un modèle hydrogéologique.

- *Apports ponctuels*

Les données relatives aux apports ponctuels d'eaux usées par les ouvrages d'assainissement et les industriels ont été fournies par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, pour les années 1991 et 1996. Ces apports sont répartis par ordre hydrologique pour les sous-bassins, tandis qu'ils sont pris en compte individuellement par leur position kilométrique exacte dans les branches.

- *Rétention riparienne*

Le modèle Riverstrahler prend en compte un coefficient de transfert des nitrates à travers les zones ripariennes, qui rend compte de manière globale des processus de rétention des nitrates susceptibles d'intervenir entre la base de la zone racinaire (ou les aquifères) et leur arrivée dans les cours d'eau eux-mêmes (Billen et Garnier, 1999). La valeur de ce coefficient est déterminée pour chaque sous-bassin par ajustement sur les observations de concentrations en nitrate disponibles à l'exutoire.

3 Transfert et rétention de l'azote dans des bassins versant drainés emboîtés

Afin d'estimer la rétention de l'azote sur le bassin versant de l'Orgeval, son cheminement depuis les parcelles agricoles jusqu'à l'exutoire a été suivi.

Pour cela, les variations saisonnières des flux d'eau et de nitrate ont été mesurées au cours de 3 années à l'exutoire de plusieurs sous-bassins. En utilisant comme référence les mesures effectuées sur les petits bassins (purement forestier ou purement agricole) les plus amont, un bilan des transferts d'azote attendus dans les bassins plus aval a été calculé. La comparaison avec les mesures met en évidence un important défaut de bilan qui montre l'existence de processus de 'rétention' (ou d'élimination) d'azote. L'objectif est d'identifier la nature et la localisation de ces processus.

L'examen de la composition isotopique ($\delta^{15}\text{N}$) des nitrates dans les eaux de surface a permis de déterminer de façon semi-quantitative si la rétention d'azote était due ou non à des processus fractionnants tels que la dénitrification.

Enfin, l'application du modèle SENEQUE/Riverstrahler à notre site d'étude a permis de confronter la vision des transferts et rétention d'azote issue de notre bilan empirique avec celle que fournit ce modèle, qui est ainsi pour la première fois mis à l'épreuve d'une application à si petite échelle.

3.1 Conditions climatiques et bilans d'eau

Le Tableau 1 représente les bilans d'eau pour l'ensemble de la période étudiée. Ensuite, en prenant comme sous-bassins de référence le sous-bassin forestier et le sous-bassin agricole, la part de l'eau superficielle et l'eau souterraine dans les écoulements sont déduites pour chaque sous-bassin jusqu'à la fin de l'année 2007 (Tableau 2).

Au cours des 3 années de suivi, la saisonnalité des exportations est de plus en plus marquée avec des exportations par le réseau de drainage de plus en plus importants. Ces écoulements superficiels, à l'exutoire des réseaux de drains, varient de 2 mm pour l'année 2004-2005 jusqu'à 51 mm pour l'année 2006-2007. Les conditions climatiques sont un paramètre déterminant des écoulements de drainage. A l'exutoire du sous-bassin agricole, une relation entre les écoulements de drainage et la pluviométrie est observée.

Ainsi en 2004-2005, année caractérisée par de faibles précipitations, un écoulement de drainage hivernal de seulement 2 mm a été mesuré (avec une très faible précision). Le coefficient de restitution de la pluie du sous-bassin agricole est en moyenne de 20% durant les 7 dernières années, mais il est très variable avec un écart type de 10. La saison la plus pluvieuse (2000-2001) est la saison avec le plus fort taux de restitution de la pluie (50%), tandis que la saison la plus sèche (2004-2005) a le plus faible taux de restitution de la pluie (3%). Plus la saison est sèche, plus faible est la part des écoulements superficiels dans les écoulements totaux.

La part de la pluie efficace qui ne s'écoule pas de façon superficielle ou souterraine est soit stockée dans les sols et dans la nappe soit infiltrée plus profondément. Avant qu'il y ait écoulements de drainage, il faut environ 100 mm de pluie à partir du moment où la balance hydrique devient positive. L'eau qui est durant cette période stockée dans le sol peut engendrer des processus de rétention tel que la dénitrification.

Tableau 1 : Bilans en eau sur les sous-bassins emboîtés

(mm)	Hiver 2004/2005; 01/01/05- 02/28/05	Eté 2005; 03/01/05- 10/31/05	Année hydrol. 2004/ 2005	Hiver 2005/2006; 11/01/05- 03/31/06	Eté 2006; 04/01/06- 11/19/06	Année Hydrol. 2005/ 2006	Hiver 2006/2007; 11/20/06 - 04/04/07	Eté 2007; 04/05/07 - 09/31/07)	Année Hydrol. 2006/ 2007	Année Hydrol. 2000/ 2001	Moyenne des 9 dernières années (1998- 2007)
Pluies	242	372	614	229	398	627	260	311	571	960	695
ETP	165	648	813	84	630	714	91	470	561	613	642
Balance hydrique	77	-276	-199	145	-232	-87	169	-159	10	347	53
Ecoulements à l'exutoire de Ag (Goins)	2	0	2	12	0	12	51	0	51	350	92
Ecoulements à l'exutoire de F (Quatre- Cents) (mm)	0	0	0	0,1	0	0,1	6,4	0	6,4	278	72
Ecoulements à l'exutoire de M1 (Loge) (mm)	7	9	16	21	8	29	46	12	58	-	No data
Ecoulements à l'exutoire de M2 (Avenelles) (mm)	28	41	69	63	52	115	111	44	155	412	212
Ecoulements à l'exutoire de M3 (Theil) (mm)	20	22	42	40	20	60	112	18	130	432	213

Tableau -2 : Part des contributions superficielles et souterraines (en mm)

(mm)	Saison de drainage 2004/2005	Saison sèche 2005	Saison de drainage 2005/2006	Saison sèche 2006	Saison de drainage 2006/2007	Saison sèche 2007
Ag	Pluie efficace (P-ETP)	77	0	145	0	169
Ag	Écoulement de drainage	2	0	12	0	51
F	Écoulement superficiel	0	0	0,1	0	6,4
M1	Écoulement de drainage + Écoulement superficiel	1	0	6	0	29
M1	Apport souterrain	4,7	10	14	8	17,3
M1	Infiltration et/ou Stockage	71,3	0	125	0	123
M2	Écoulement de drainage + Écoulement superficiel	1,6	0	10	0	42
M2	Apport souterrain	22,4	56	46	52	65
M2	Infiltration et/ou Stockage	53	0	89	0	62
M3	Écoulement de drainage + Écoulement superficiel	1,6	0	10	0	42
M3	Apport souterrain	15,4	28	28	20	66
M3	Infiltration et/ou Stockage	60	0	107	0	61

3.2 Ecoulements de surface

A l'exutoire du sous-bassin Ag, les écoulements de surface sont temporaires car ce sont uniquement des écoulements superficiels, des écoulements de drainage. En 2005, les écoulements de drainage sont seulement de 2 mm, soit 95 mm de moins que la moyenne des 6 dernières années. En 2006, les écoulements de drainage mesurés sont de 12 mm. De la même façon, les écoulements à l'exutoire de F sont temporaires. Aucun écoulement de surface forestier n'a été enregistré en 2005 et il est égal à 0,1 mm en 2006 (Figure 15).

Plus en aval sur le bassin, aux ordres 1, 2 et 3 de Strahler, les écoulements deviennent permanents, soutenus par des contributions souterraines. A l'échelle du sous-bassin M1, les écoulements de surface ne diminuent pas en dessous de 0,01 mm/jour. Pendant la saison estivale, le plus fort débit enregistré est de 0,1 mm/jour (Figure 15).

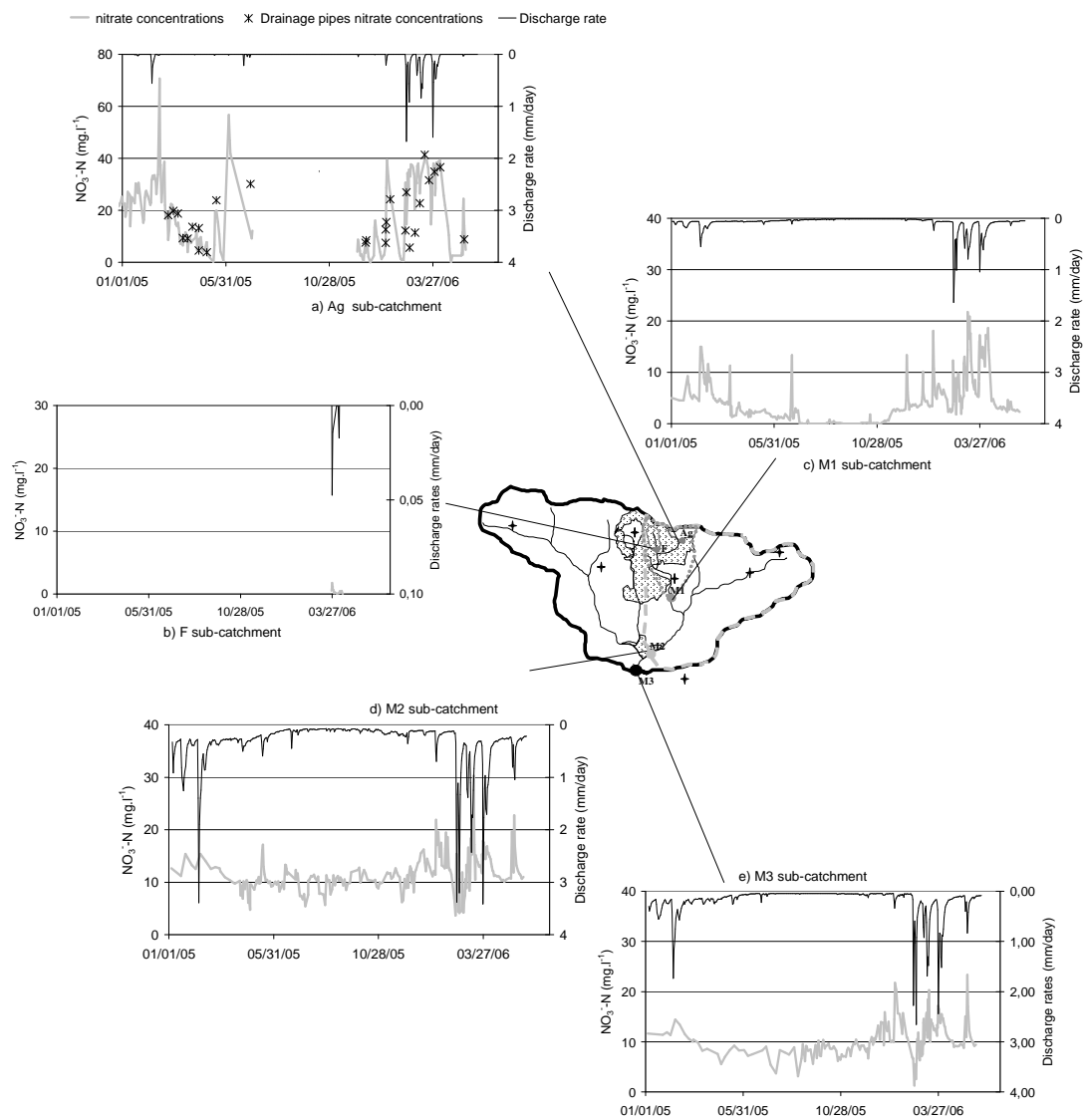


Figure 15: Mesure des débits et des concentrations en nitrate aux exutoires des sous-bassins étudiés

3.3 Suivi de la qualité de l'eau

Les concentrations en nitrate à l'exutoire du sous-bassin agricole Ag sont très variables (de 0 à 70 mgN-NO₃⁻/L) mais aussi très souvent au-dessus de la norme européenne qui est de 11,2 mgN-NO₃⁻/L (Figure 15). Il est intéressant de noter que les concentrations à l'exutoire du drain sont généralement du même ordre de grandeur que les concentrations à l'exutoire de Ag. On remarque quand même qu'au printemps lors de la diminution des concentrations, que les concentrations diminuent plus vite dans la rivière que dans le collecteur. Les concentrations en rivière atteignent parfois des valeurs nulles tandis que le minimum est égal à 3,8 mgN-NO₃⁻/L dans le collecteur de drain.

Plus en aval, à l'ordre 1, 2 et 3, les concentrations sont moins variables surtout pendant la période où les drains ne coulent pas. A l'ordre 1, les concentrations en nitrates ont une moyenne de 4,6 mgN-NO₃⁻/L. Pendant les périodes hivernales de drainage, ces concentrations ne descendent que rarement en dessous de 3 mgN-NO₃⁻/L. Par contre pendant les périodes sèches (sans drainage), même si le débit n'est jamais nul (moins de 10 l.s⁻¹), les concentrations en nitrate descendent à 0,4 mgN-NO₃⁻/L (Figure 15).

Les concentrations en nitrate augmentent à l'exutoire de M2 et M3 avec des moyennes respectives de 11,5 et de 10 mgN-NO₃⁻/L et ne descendent jamais en dessous de 1,5 mgN-NO₃⁻/L (Figure 15).

3.4 Mesures isotopiques

Le $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ moyen des eaux de drainage est de 3,6 ‰. Les eaux superficielles forestières (à l'exutoire de F) ont une composition isotopique moyenne de 1,7 ‰ (Figure 16). Ces compositions isotopiques moyennes des nitrates sont considérées comme les compositions isotopiques des nitrates d'origine agricole et forestière respectivement.

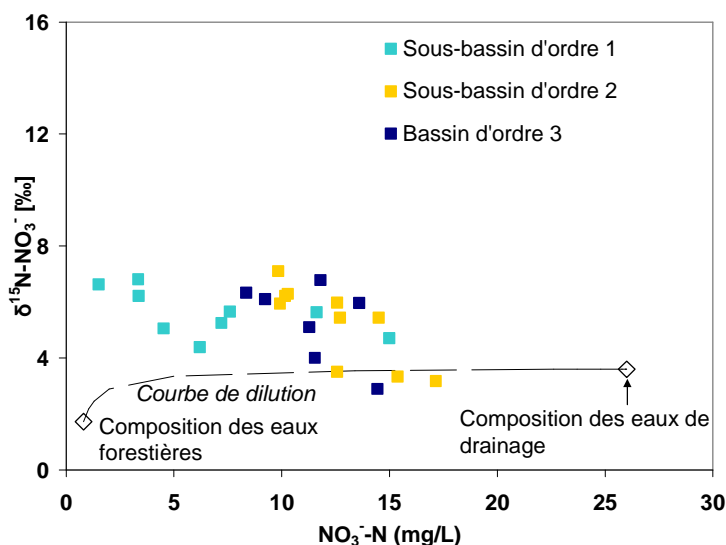


Figure 16: $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ des eaux de surface aux différentes stations de mesure (l'exemple de composition du substrat initial de nitrate est calculé en considérant 80% de zones agricoles et 20% de zones forestières comme c'est le cas pour les sous-bassins M2 et M3)

Aux stations M1, M2 et M3, la plus forte valeur de $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ est de 7,1 ‰ et les valeurs les plus basses sont en dessous de 2,89 ‰. On constate à ces 3 échelles une augmentation des compositions isotopiques avec une diminution des concentrations (Figure 16).

La courbe de dilution présentée dans la Figure 16, est une courbe de mélange théorique entre la composition moyenne des eaux agricoles et la composition moyenne des eaux forestières. Les mesures réalisées aux stations M1, M2 et M3 sont en très grande majorité situées au dessus de cette courbe de mélange. Les nitrates sont donc enrichis en ¹⁵N. De plus, on constate systématiquement une augmentation des compositions isotopiques avec une diminution des concentrations. Ceci indique donc qu'une dénitrification a lieu à toutes les échelles spatiales étudiées même en amont du bassin à la station M1.

3.5 Exportations d'azote

En ce qui concerne les exportations d'azote, les années les plus sèches ne sont pas toujours les moins exportatrices (Figure 17). En effet, comme l'a montré Arlot (1999), les conditions climatiques et les exportations d'azote des années précédentes ont une influence significative. L'année 2002-2003 est moins exportatrice en azote (8,2 kgN/ha) avec des précipitations de 283 mm que l'année 2006-2007 qui exporte 10,8 kgN/ha avec 260 mm de précipitations. L'année 2002-2003, suit 2 années pluvieuses qui ont exporté de fortes quantités d'azote et lessivé les sols tandis que l'année 2006-2007 suit plusieurs années sèches qui ont exportés de faibles quantités d'azote depuis les sols. Le reliquat Entrée-Hiver a donc aussi une influence que les exportations d'azote d'une saison de drainage. Une dynamique inter-annuelle des exportations d'azote est donc ici mise en évidence.

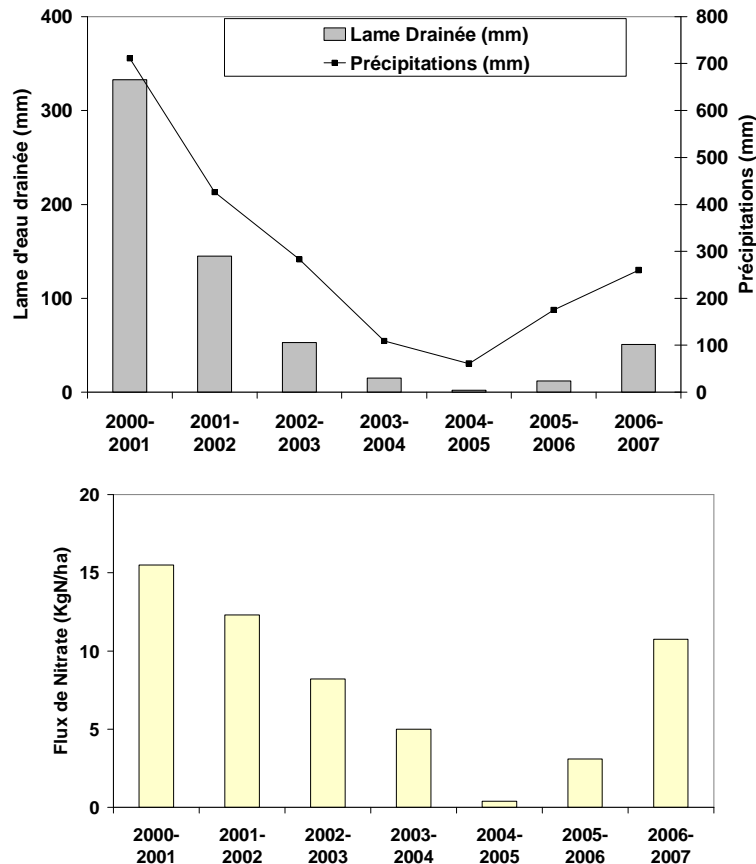


Figure 17: Flux d'eau et de nitrate durant les saisons de drainage à l'exutoire du sous-bassin agricole, Goins de 2000 à 2007

3.6 Bilans d'azote

Deux méthodes différentes de calcul de bilans ont été utilisées. Dans un premier temps, les concentrations souterraines en nitrate sont estimées comme résultant du simple mélange des concentrations en nitrate des eaux de surface forestières et agricoles au prorata des surfaces contributives respectives. C'est là une hypothèse forte qui influe considérablement sur l'estimation de la rétention en azote. Les bilans azotés calculés avec cette méthode prennent en compte l'ensemble des processus de rétention, depuis la base de la zone racinaire (en fait à partir de la profondeur des drains) jusqu'au cours d'eau. La rétention souterraine calculée prend donc en compte les processus se déroulant aussi bien dans les sols amont du bassin que dans les zones ripariennes. Dans un second temps, la concentration des eaux souterraines a donc été renseignée empiriquement grâce à des mesures directes dans la nappe. Des calculs de bilans azotés ont alors été réalisés avec les concentrations souterraines obtenues. La rétention calculée ne prendra alors en compte que les processus ayant lieu dans les zones ripariennes sensu-stricto.

▪ **Bilans d'azote en prenant en compte uniquement les flux d'azote à l'exutoire des sous-bassins de référence**

Les bilans de nitrate estimés dans ce cas de figure montrent une forte rétention d'azote de l'ordre 1 à l'ordre 3 de Strahler (Tableau 3). Des processus d'élimination de l'azote existent donc entre la zone sous-racinaire et l'exutoire de chaque sous-bassin. La rétention varie entre 34 et 82 % du flux d'azote calculé.

Tableau 3 : Flux de nitrate calculé et observé à l'exutoire des différents sous-bassins (en kgN/ha/période). La fourchette donnée pour les flux indique les valeurs obtenues en augmentant et en diminuant de 20% la valeur de la concentration moyenne pondérée des zones agricoles.

		Saison de drainage 2005	Etiage 2005	Saison de drainage 2006	Etiage 2006	Saison de drainage 2007	Etiage 2007
Ordre 1 de Strahler	N flux calculé (kgN/ha)	0,9 (0,8 - 1,1)	1,6 (1,3 - 1,9)	3,3 (2,9 - 3,7)	1,03 (0,8 - 1,2)	7,3 (6,9 - 7,6)	1,3 (1 - 1,5)
	N flux observé (kgN/ha)	0,5	0,3	2,13	0,3	4,6	0,4
	Rétention (%)	47 (37 - 54)	82 (78 - 85)	36 (28 - 42)	70 (62 - 75)	37 (34 - 40)	73 (66 - 77)
Ordre 2 de Strahler	N flux calculé (kgN/ha)	6,0 (4,9 - 7,1)	13,8 (11 - 16,5)	12,1 (10,2 - 14,1)	10,7 (8,6 - 12,9)	19,7 (17,5 - 21,9)	7 (5,6 - 8,4)
	N flux observé (kgN/ha)	3,9	6,0	7,8	5,2	16,8	4,7
	Rétention (%)	34 (19 - 45)	56 (45 - 64)	36 (24 - 45)	51 (39 - 59)	15 (4 - 23)	33 (16 - 44)
Ordre 3 de Strahler	N flux calculé (kgN/ha)	4,4 (3,6 - 5,3)	7,1 (5,7 - 8,5)	8,5 (7,3 - 9,7)	4,2 (3,4 - 5,1)	20,2 (17,9 - 22,4)	2,9 (2,3 - 3,5)
	N flux observé (kgN/ha)	2,1	2,8	5,3	2,1	12,6	1,6
	Rétention (%)	53 (42 - 60)	61 (51 - 67)	37 (27 - 45)	50 (38 - 59)	38 (30 - 44)	44 (31 - 54)

▪ **Bilans d'azote en prenant en compte les flux d'azote à l'exutoire des sous-bassins de référence et les concentrations souterraines en nitrate**

Grâce aux piézomètres installés dans l'aquifère de Brie sur le bassin versant en janvier 2008, des mesures de concentration en nitrate des eaux de la nappe ont de plus pu être réalisées (Figure 18).

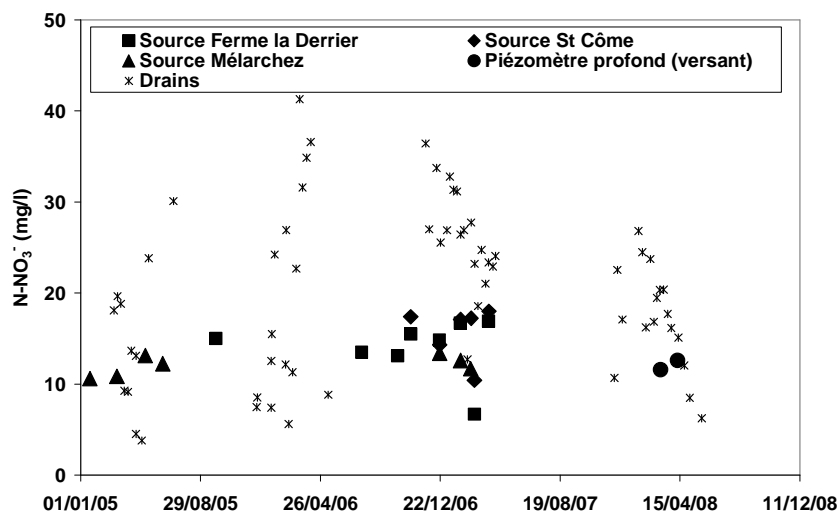


Figure 18 : Concentrations en nitrate des eaux de la nappe de Brie

Des bilans d'azote ont été recalculés à toutes les échelles spatiales en prenant cette fois en compte pour la composante souterraine du débit les concentrations souterraines mesurées. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4. A l'ordre 1 de Strahler, la rétention en azote varie de 35% à 40% pendant les saisons de drainage et de 70 à 79% pendant les saisons d'été. A l'ordre 2, la rétention en azote varie de 0% à 9% pendant les saisons de drainage et de 12% à 22% pendant les saisons d'été. Enfin, à l'ordre 3, la rétention en azote varie de 14% à 27% pendant les saisons de drainage et de 19% à 25% pendant les saisons d'été.

Tableau 4 : Flux de nitrate calculé et observé pour les différents sous-bassins (en kgN/ha/période), pour une concentration souterraine de 13 mgN/L

		Saison de drainage 2005	Saison sèche 2005	Saison de drainage 2006	Saison sèche 2006	Saison de drainage 2007	Saison sèche 2007
Ordre 1 de Strahler	N flux calculé	0,9	1,3	3,3	1,0	7,7	1,5
	N flux observé	0,5	0,3	2,1	0,3	4,6	0,4
	Rétention (%)	39	79	35	70	40	77
Ordre 2 de Strahler	N flux calculé	3,3	7,3	8,6	6,8	17,1	5,3
	N flux observé	3,9	6,0	7,8	5,2	16,8	4,7
	Rétention (%)	-19	17	9	22	2	12
Ordre 3 de Strahler	N flux calculé	2,5	3,6	6,2	2,6	17,3	2,2
	N flux observé	2,1	2,8	5,3	2,1	12,6	1,6
	Rétention (%)	14	24	14	19	27	25

▪ Rétention benthique

Des mesures de dénitrification benthique ont été réalisées en Mai 2005 à quelques mètres en amont de la station M2 grâce à des chambres benthiques (Thouvenot et al., 2006). Ces mesures permettent de comparer l'importance relative des processus in-stream et des processus « souterrain ». La valeur moyenne de dénitrification benthique sur les 3 mesures réalisées est de 2,8 mgN/m²/h. Ces mesures ont été réalisées en

conditions d'été, sous des températures relativement hautes et dans une zone de faible pente. Les conditions étaient donc favorables à la dénitrification et la valeur moyenne mesurée représente sûrement un des taux de dénitrification benthique les plus élevés du bassin de l'Orgeval, même si des valeurs d'un ordre de grandeur supérieur (entre 15 et 52 mgN/m²/h) sont fréquemment rencontrées dans la littérature (Birgand, 2000; Birgand et al., 2007). Une estimation de la rétention benthique dans les sous-bassins a été faite (Tableau 5) en multipliant le taux de dénitrification benthique mesuré à la surface du fond des cours d'eau. Cette surface est variable suivant que l'on est en période de drainage ou non car certains cours d'eau ne sont pas permanents.

La rétention benthique est donc la même pour les deux méthodes de calcul de bilans, et seule son importance relative par rapport à la rétention totale calculée diffère.

▪ **Comparaison des 2 méthodes de calcul (Tableau 5)**

Les deux méthodes de calcul diffèrent de 0,7 à 6,4 kgN/ha par période à l'ordre 2 et 3 de Strahler, ce que nous interprétons comme indiquant une rétention d'azote en amont de la nappe, dans la zone saturée du sol.

Tableau 5: Rétention benthique et rétention souterraine pour les deux méthodes de calcul des bilans

	Rétention (kgN/ha)	Concent. Souterraine	Saison de drainage 2005	Saison sèche 2005	Saison de drainage 2006	Saison sèche 2006	Saison de drainage 2007	Saison sèche 2007
Ordre 1	Benthique		0,02	0,10	0,04	0,10	0,07	0,07
	Souterraine	(déduite des sous-bassins références)	0,4 (0,3 - 0,6)	1,2 (0,94 - 1,5)	1,1 (0,8 - 1,5)	0,6 (0,42 - 0,76)	2,6 (2,2 - 2,9)	0,8 (0,5 - 1,1)
	Souterraine	(mesurée)	0,4	1,0	1,1	0,6	3,0	1,0
Ordre 2	Benthique		0,02	0,15	0,04	0,12	0,09	0,09
	Souterraine	(déduite des sous-bassins références)	2,0 (0,9 - 3,2)	7,6 (4,9 - 10,5)	4,3 (2,4 - 6,3)	4,3 (3,5 - 5)	2,8 (0,6 - 5,1)	2,2 (0,8 - 3,6)
	Souterraine	(mesurée)	–	1,2	0,8	1,5	0,2	0,5
Ordre 3	Benthique		0,04	0,18	0,08	0,17	0,13	0,12
	Souterraine	(déduite des sous-bassins références)	2,3 (1,5 - 2,1)	4,1 (2,7 - 5,4)	3,1 (1,9 - 4,3)	1,9 (1,2 - 2,7)	7,5 (5,2 - 9,7)	1,2 (0,5 - 1,7)
	Souterraine	(mesurée)	0,3	0,9	0,9	0,5	4,6	0,5

Les hypothèses faites sur les termes des bilans, obligent à la prudence quant aux conclusions de ces calculs. Ils montrent cependant sans conteste l'existence d'une rétention de l'azote d'amont en aval du bassin versant, pourtant drainé sur plus de 80% de sa surface. Il semble que cette rétention ne soit que minoritairement liée aux processus de dénitrification benthique dans les cours d'eau. Ce caractère minoritaire de la rétention benthique est ici simplement basé sur une mesure ponctuelle des flux benthiques en un point du réseau de cours d'eau, ce qui est bien sûr trop peu pour conclure sur la rétention benthique sur l'ensemble du bassin versant. Les valeurs de la littérature sont dans la grande majorité des cas comprises entre 15 et 52 mg N/m²/h (Birgand et al., 2007) pour 2,8 mg N/m²/h pour la mesure in-situ de cette étude. Malgré tout, même en prenant les valeurs de la littérature, la rétention benthique resterait minoritaire en période de drainage mais peut représenter plus de 50% de la rétention en période d'été. Malgré ces incertitudes sur la rétention benthique, la rétention souterraine semble significative voire majoritaire sur le bassin versant. Il apparaît suite à ces calculs de bilan que la rétention benthique a besoin d'être précisée sur le bassin afin de confirmer l'importance des processus souterrains dans la rétention totale.

3.7 Le modèle SENEQUE

Pour compléter ces bilans, le modèle SENEQUE (Ruelland et Billen, 2003) est utilisé. Il calcule de façon mécaniste les processus in-stream et donc la dénitrification benthique et ses variations par période de dix jours. La rétention souterraine est déduite par calage des concentrations en nitrate dans les eaux de surface modélisées sur les concentrations mesurées. Les résultats peuvent être comparés à ceux obtenus par les calculs de bilans précédents (Tableau 6).

La rétention benthique est sous-estimée par SENEQUE par rapport aux estimations réalisées dans les bilans azotés surtout pendant les périodes estivales. Durant les saisons de drainage, les résultats sont du même ordre de grandeur. Il faut rappeler que l'estimation de la rétention benthique utilisée dans les bilans s'appuie sur une seule mesure sur le terrain (moyenne de 3 répétitions en un point), réalisée en été, en un endroit favorable à la rétention benthique (faible débit), même si les valeurs obtenues restent inférieures à celles de la bibliographie. La rétention benthique simulée par SENEQUE est donc retenue. Elle est au maximum de 0,06; 0,1 et 0,2 kgN/ha/an à l'ordre 1, 2 et 3 respectivement.

On peut donc affirmer que la rétention benthique est minoritaire sur le bassin versant. A l'ordre 1, les ordres de grandeur de la rétention souterraine sont les mêmes pour les bilans azotés et pour le modèle SENEQUE. A l'ordre 2 et 3, le modèle sous-estime légèrement la rétention souterraine par rapport aux bilans azotés. De plus, cette rétention souterraine estimée dans ces bilans, elle est dépendante des hypothèses faites sur les concentrations en nitrates de la composante souterraine dans les écoulements de surface. Il est donc nécessaire de préciser cette rétention.

Tableau 6: Rétention souterraine en fonction de la méthode utilisée et du scénario considéré

			Saison de drainage 2005	Saison sèche 2005	Saison de drainage 2006	Saison sèche 2006	
Ordre 1 de Strahler	Rétention souterraine (kgN/ha)	(Concentration souterraine déduites des sous-bassins références)	Bilans azotés	0,4 (0,3 - 0,6)	1,2 (0,94 - 1,5)	1,1 (0,8 - 1,5)	0,6 (0,42 - 0,76)
			SENEQUE	0,34	1,1	1,2	0,74
		(Concentration souterraines mesurées)	Bilans azotés	0,4	1,0	1,1	0,6
			SENEQUE	0,3	1,1	0,7	0,6
Ordre 2 de Strahler	Rétention souterraine (kgN/ha)	(Concentration souterraine déduites des sous-bassins références)	Bilans azotés	2,0 (0,9 - 3,2)	7,6 (4,9 - 10,5)	4,3 (2,4 - 6,3)	4,3 (3,5 - 5)
			SENEQUE	1,6	5,2	2,4	4,3
		(Concentration souterraines mesurées)	Bilans azotés	–	1,2	0,8	1,5
			SENEQUE	2,1	4,1	1,9	3,4
Ordre 3 de Strahler	Rétention souterraine (kgN/ha)	(Concentration souterraine déduites des sous-bassins références)	Bilans azotés	2,3 (1,5 - 2,1)	4,1 (2,7 - 5,4)	3,1 (1,9 - 4,3)	1,9 (1,2 - 2,7)
			SENEQUE	1,6	3,7	3,1	2,4
		(Concentration souterraines mesurées)	Bilans azotés	0,3	0,9	0,9	0,5
			SENEQUE	1,6	3,8	2,7	0,7

Il est tout de même possible d'établir à ce stade des schémas récapitulatifs de la rétention moyenne à chaque échelle spatiale étudiée (Figure 19). A l'ordre 2, le bilan hydrique calculé est bouclé, la totalité de la pluie nette sur une année s'écoule à l'exutoire du sous-bassin. Les flux d'azote amont, calculés en multipliant la concentration estimée du pôle souterrain et les flux d'eau à la sortie des sous-bassins, comprennent donc

l'ensemble des flux exportés depuis les sols à l'ordre 2. A l'ordre 1 et à l'ordre 3, le bilan hydrique n'est pas bouclé donc une partie de l'azote n'est pas comptabilisée dans le bilan ce qui est traduit dans la Figure 19 par les flèches en pointillés. Malgré tout, sur le pool d'eau considéré, les importances relatives des différentes rétentions dans les sols, dans les zones ripariennes et dans les cours d'eau peuvent être retenues.

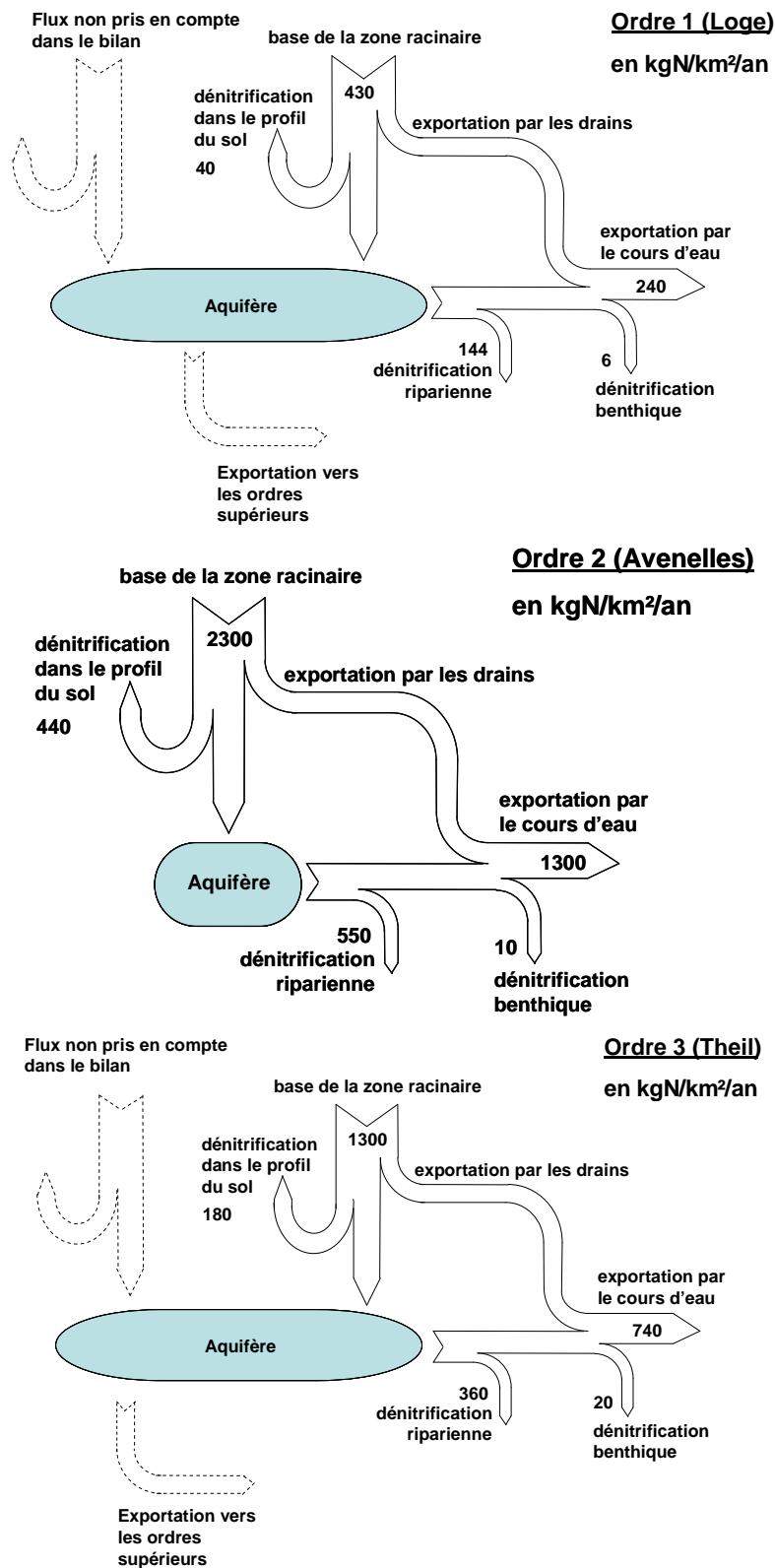


Figure 19: Schéma récapitulatif des bilans estimés

4 Transfert et rétention de l'azote dans les sols drainés

Il semble que la rétention souterraine, qui a lieu en amont des rivières, de la base de la zone racinaire jusqu'à la limite du cours d'eau, représente une part significative de la rétention en azote sur l'ensemble du bassin versant. Cette rétention a été mise en évidence grâce à une estimation des flux d'azote en amont de chaque bassin versant et elle dépend donc des hypothèses faites pour réaliser ce calcul des flux amont.

L'objectif est donc dans un deuxième temps de préciser la localisation et la quantification de ces processus de rétention souterrains. Pour cela, un algorithme reliant le bilan annuel des transformations de l'azote dans les sols du bassin versant à la composition isotopique ($\delta^{15}\text{N}$) de ses différentes formes a été développé. Cette démarche permet d'utiliser le $\delta^{15}\text{N}$ des nitrates lixiviés et de l'azote organique du sol comme un indicateur de la dénitrification. De plus, des mesures de dénitrification ont été réalisées sur des échantillons de sol.

Par ailleurs, pour prendre en compte l'influence de l'hydrologie spécifique du drainage sur la rétention de l'azote dans les sols, le modèle DRAINMOD-N II a été utilisé. Ce modèle a permis de prendre en compte la dynamique interannuelle de l'azote et de considérer l'influence de conditions climatiques particulières de chaque année d'étude sur la rétention de l'azote.

4.1 Le $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote des nitrates et de la matière organique du sol : un indicateur de la dénitrification

Des mesures de la composition isotopique des différentes formes de l'azote dans les sols ont été faites afin de quantifier les processus de transformations de l'azote dans le sol notamment les processus de rétention. La composition isotopique de l'azote a été de nombreuses fois utilisée pour caractériser les sources d'azote (Hübner, 1986; Mayer et al., 2002; Kellman, 2005). Le fractionnement isotopique des processus de transformations de l'azote dans les sols a été étudié afin de quantifier ces processus (Kellman et Hillaire-Marcel, 1998; Mayer et al., 2002; Sebilo et al., 2003, 2006; Kellman, 2004). La dénitrification (Mariotti et al., 1981; Mariotti, 1986; Kellman et Hillaire-Marcel, 1998; Kendall, 1998; Kellman et Hillaire-Marcel, 2003; Sebilo et al., 2006) et la volatilisation de l'ammoniac (Letolle, 1980; Mariotti, 1982; Cravotta, 1997) engendrent un enrichissement de l'azote minéral résiduel. Des mesures en laboratoire indiquent que la dénitrification est caractérisée par un enrichissement isotopique compris entre -15 et -30‰ (Hübner, 1986; Kendall, 1998). La volatilisation engendre aussi un fort enrichissement isotopique dépendant du pH du sol, de la vitesse du vent, de l'humidité et de la température du sol. Le facteur d'enrichissement de la volatilisation est d'environ 20‰ (Letolle, 1980; Mariotti, 1982; Cravotta, 1997). Durant la nitrification, le facteur d'enrichissement a été estimé être compris entre -15 et -30‰ (Mariotti, 1983; Shearer et Khol, 1986; Sebilo et al., 2006). En revanche, si la nitrification transforme l'ensemble du pool d'ammonium en nitrate alors aucun fractionnement n'est généré.

Les autres processus de transformation de l'azote dans les sols sont reconnus comme n'induisant pas ou peu de fractionnement isotopique suivant les conditions environnementales. L'absorption racinaire n'engendre qu'un fractionnement négligeable dans les systèmes limités en N (Hübner, 1986; Fogel et Cifuentes, 1993; Nadelhoffer et Fry, 1994; Högberg, 1997). Le fractionnement dépend des concentrations en ammonium et en nitrate dans la solution du sol. Quand celles-ci sont faibles alors l'absorption est l'étape limitante et aucun fractionnement n'a lieu (Mariotti et al., 1982). En cas de concentrations plus élevées, un fractionnement compris entre -3 et 1‰ entre les plantes l'azote inorganique est engendré (Mariotti, 1982; Yoneyama et al., 2001). La minéralisation n'engendre qu'un fractionnement réduit (1‰) entre la matière organique du sol et le NH_4^+ de la solution du sol (Mariotti, 1982; Kendall, 1998). Enfin, la diffusion est considérée comme étant un processus non fractionnant (Sebilo et al., 2003; Lehmann et al., 2004).

Cette brève revue montre que la mesure de la composition isotopique de l'azote du NO_3^- lessivé des sols cultivés et celle de l'azote organique du sol peut être utilisée pour caractériser et quantifier les processus de rétention dans le sol tel que la dénitrification et la volatilisation.

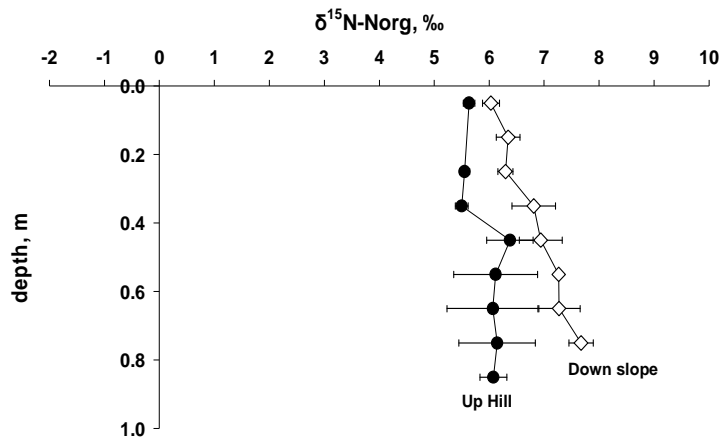
C'est pourquoi, des mesures de $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique du sol ont été réalisées sur des profils de sol dans la parcelle drainée de référence (3 profils de sol), en zone forestière (1 profil) et dans des zones ripariennes du bassin versant (2 profils) (Figure 20).

Celles-ci montrent une augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique avec la profondeur. Dans la parcelle, les valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ -Norg diffèrent suivant que l'on se situe en amont ou en aval de la parcelle. Le $\delta^{15}\text{N}$ -Norg est

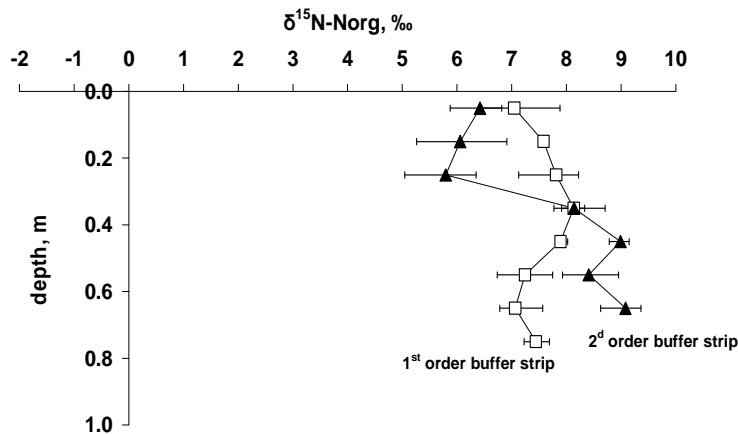
compris entre 5,5 et 6‰ en amont et entre 6,4‰ et 7,7‰ en aval. Des observations similaires sont faites dans les zones ripariennes à l'échelle du bassin versant. La zone riparienne se situant plus en amont (8,3‰ à 80 cm de profondeur) est moins enrichie que la zone qui se trouve plus à l'aval (9,4‰ à 80 cm de profondeur).

Dans la zone forestière le sol est moins enrichi en ^{15}N et le $\delta^{15}\text{N-Norg}$ est compris entre -1,24 et 4,51‰.

a.



b.



c.

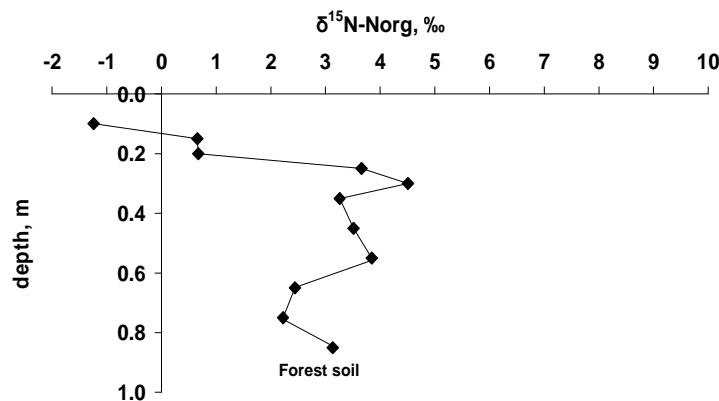


Figure 20: Distribution verticale de la composition isotopique de l'azote organique du sol: (a) en amont et en aval d'une parcelle cultivée; (b) dans deux zones ripariennes, et (c) dans un site forestier

La matière organique du sol est plus enrichie en ^{15}N que les nitrates lessivés par les drains agricoles et que les sources externes d'azote (déposition atmosphérique, fertilisants minéraux, fixation du N_2 atmosphérique) (Tableau 7). Les mesures indiquées dans ce tableau sont issues de mesures réalisées pour cette étude ainsi que de la bibliographie. Ces résultats suggèrent que les nitrates des eaux de drainage sont issus des fertilisants synthétiques et de la minéralisation de la matière organique du sol. L'enrichissement des nitrates

dans les eaux de surface par rapport aux nitrates des eaux de surface suggère l'existence de processus fractionnant tel que la dénitrification (Billy et al., in press).

Tableau 7: Composition isotopique de l'azote des nitrates dans les fertilisants minéraux, dans les précipitations et dans les eaux de drainage

	mean $\delta^{15}\text{N-NO}_3$, ‰	Std dev	No. of samples
Precipitation	-4.1	1.7	10
Fertilisers	0.8	-	1 + 12 (Mariotti and Létolle, 1977)
Drain pipe water	3.5	0.9	10
Forest water	1.7	0.1	3
Stream water	5.4	1.2	26 (Billy et al., in press)

Comme indiqué, l'absorption racinaire, l'assimilation de l'azote organique par les micro-organismes du sol, la minéralisation ne génère que peu ou pas de fractionnement isotopique comparé à la nitrification, la volatilisation et la dénitrification. Ces processus engendrent un enrichissement en ^{15}N de l'azote inorganique résiduel. Celui-ci enrichit de façon indirecte la matière organique par incorporation. Dans les sols forestiers, la matière organique du sol est moins enrichie indiquant que les processus fractionnants sont de moindre intensité.

De plus le $\delta^{15}\text{N-Norg}$ augmente avec la profondeur. Dans les sols naturels non cultivés, le $\delta^{15}\text{N}$ du sol est proche du $\delta^{15}\text{N}$ de la matière organique fraîche en surface et il augmente avec la profondeur (Shearer et Khol, 1978; Mariotti et al., 1980; Shearer et Khol, 1986; Nadelhoffer et Fry, 1994). Dans les sols cultivés, le $\delta^{15}\text{N-Norg}$ augmente aussi avec la profondeur mais atteint des valeurs plus élevées.

▪ Algorithme calculant la composition isotopique de l'azote organique du sol et des nitrates

Un algorithme simple a été développé pour calculer la composition isotopique des différentes formes de l'azote dans le sol, composition isotopique qui résulte à long terme des processus de transformations de l'azote dans le profil de sol. Cet algorithme a été établi dans le cas spécifique des sols cultivés recevant exclusivement de l'azote minéral comme fertilisant. Deux couches de sol sont considérées de façon à prendre en compte des dynamiques différentes du cycle de l'azote en surface et en profondeur dans le sol.

Les pools d'azote ainsi que les processus considérés sont ceux du modèle de Nicolardot et al. (2001) (Figure 21). En résumé, les plantes absorbent du NO_3^- et du NH_4^+ . Les plantes représentent la principale source d'énergie de biomasse microbienne qui assimile aussi de l'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) pour pallier au très fort C/N des résidus organiques (C/N>20). En effet, la biomasse microbienne, qui représente le principal pool de matière organique du sol, a un C/N<10. La décomposition de la biomasse microbienne libère du NH_4^+ . La nitrification transforme le NH_4^+ en NO_3^- et la dénitrification convertit le NO_3^- en N_2 atmosphérique. La volatilisation qui convertit le NH_4^+ en NH_3 gazeux n'a lieu que dans la couche supérieure du sol. L'azote minéral en excédent à un pas de temps journalier est lessivé de la couche supérieure à la couche inférieure. Aucune variation saisonnière des fonctions de forçage ou de processus de transformations de l'azote n'est prise en compte. Cet algorithme n'a pas pour objectif d'être un modèle déterministe du cycle de l'azote dans le sol mais d'établir un bilan annuel de l'azote dans le sol en faisant évoluer à ce pas de temps la composition isotopique des différents pools d'azote.

Des valeurs représentatives de la zone cultivée étudiée sont utilisées pour quantifier les apports annuels d'azote : la fertilisation minérale, les dépôts atmosphériques ainsi que la fixation du N_2 sont estimés respectivement à 120, 15 et 10 kg N/ha/an. Une exportation moyenne par les cultures est estimée à 100 kg N/ha/an. Les résidus de culture entre les 2 couches de sol sont arbitrairement répartis à 60% dans la couche de sol supérieure et à 40% dans la couche de sol inférieure. Le C/N de ces résidus est compris entre 30–50 g/g (Wu et McGechan, 1998; Nicolardot et al., 2001) et 40 g/g a été utilisé. Ceci permet de calculer la synthèse de biomasse microbienne correspondante, en considérant un rendement de croissance de 40% et un C/N de la biomasse de 8 (d'après Svendsen et al., 1995; Wu et McGechan, 1998; Youssef et al., 2005, compris entre 3 et 10). L'absorption racinaire de l'azote minérale est calculée dans les 2 couches de sol et répartie entre le NH_4^+ et le NO_3^- en fonction de la disponibilité du NH_4^+ . L'hypothèse est faite que la

formation d'humus est égale à la production de la biomasse microbienne en terme de flux d'azote et la minéralisation de l'humus est considérée comme égale à 0.01–0.05 /an (d'après Svendsen et al., 1995; Garnier et al., 2003; Youssef et al., 2005). Le potentiel de nitrification est estimé dans chaque couche à 100–1000 kg N/ha/an (Macduff et White, 1984; Haque et al., 1999; Shi et Norton, 2000) en prenant en compte la disponibilité en NH_4^+ (constante de demi-saturation égale à 160 kg N/ha (Youssef et al., 2005; Rolland et al., 2008)). Différents taux de volatilisation et de dénitrification ont été testés entre 0 et 60 kg N/ha/an (Barry et al., 1993; Barton et al., 1999; Chen et al., 2008). Des ratios différents entre les 2 couches de sol ont été pris en compte pour les 2 processus: 1:0 pour la volatilisation et 1:3 pour la dénitrification. Le lessivage sous la couche inférieure du sol correspond à l'azote minéral excédentaire du bilan annuel et il peut être comparé à l'azote exporté par le réseau de drainage dans la parcelle d'étude: 12 et 16 kg N/ha/an en 2006–2007 et 2007–2008 respectivement.

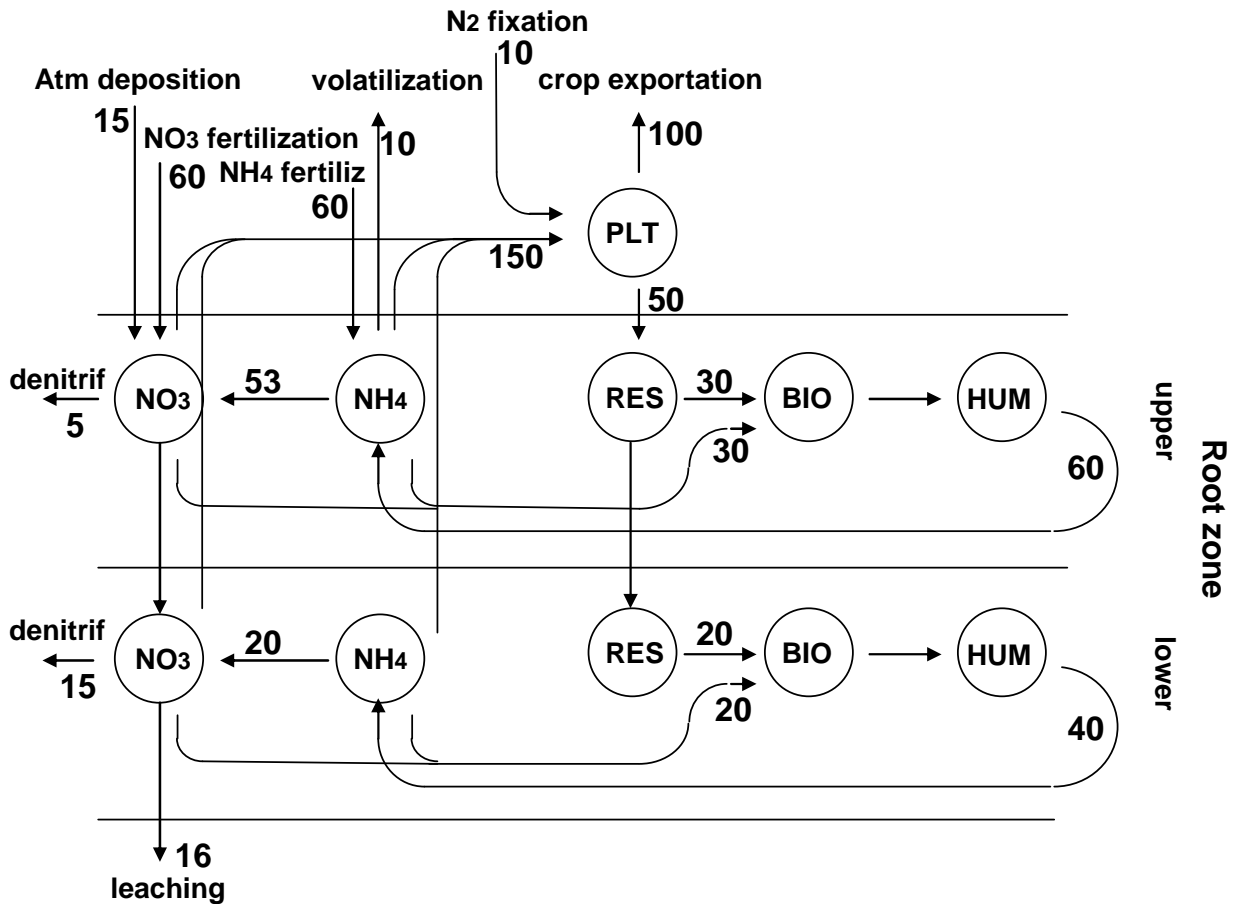


Figure 21: Représentation schématique des processus de transformations de l'azote pris en compte dans le bilan annuel pour un sol agricole (PLT: plantes; RES: résidus de culture; BIO: bioamasse microbienne; HUM: humus)

A partir de ce bilan d'azote, la composition isotopique des différents pools d'azote est calculée en utilisant la relation suivante :

$$\frac{d^{15}N_p}{dt} = (10^{-3} g + 1) \cdot \left(\frac{^{15}N_s}{^{14}N_s} \right) \cdot \left(\frac{d^{14}N_p}{dt} \right) \quad (15)$$

où S et P correspondent au substrat et au produit respectivement (Sebilo et al., 2003).

Seules la nitrification (ϵ compris entre -15 et -30‰), la dénitrification (ϵ compris entre -15 et -25‰) et la volatilisation ($\epsilon = -20\text{‰}$) sont considérés comme des processus fractionnants.

La composition isotopique initiale de chaque pool d'azote est de $\delta^{15}\text{N} = 0\text{‰}$, ce qui est proche de la composition des sources primaires d'azote. Le calcul a été fait sur une longue période de façon à atteindre

une composition isotopique stable de la matière organique du sol. Le temps nécessaire pour atteindre cette stabilisation dépend du taux de minéralisation de l'humus (Figure 22). Pour une période de 150 ans, la composition de la matière organique est considérée comme stable.

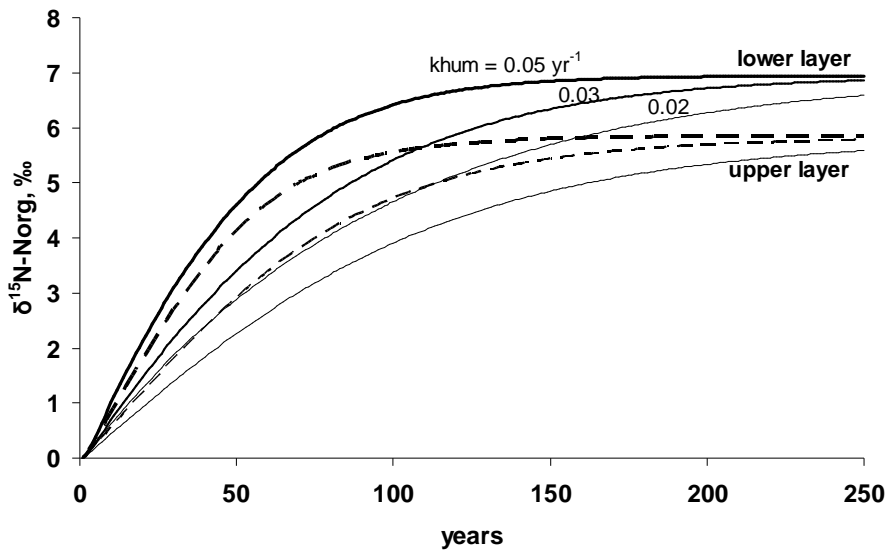


Figure 22: Composition isotopique calculée de l'azote organique du sol en considérant une dénitrification de 28 kg N/ha/an et une volatilisation de 10 kg N/ha/an. Les calculs ont été faits pour une constante de décomposition de l'humus de 0.02–0.05 /an, un C/N des résidus de culture de 40 g/g, un potentiel de nitrification de 500 kg N/ha/an, et une constante de demi-saturation de 200 kg N/ha

Faire varier le taux de dénitrification dans le sol a un effet sur la composition isotopique de l'azote des nitrates lessivés et sur celle de la matière organique du sol (Figure 23). Les résultats dépendent de la valeur de ϵ attribué à la dénitrification et au C/N des résidus de culture. Une dénitrification d'environ 20 kg N/ha/an expliquerait les $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique et des nitrates mesurés in-situ. Cette valeur est élevée pour des sols cultivés. Dans la littérature, la dénitrification dans les sols cultivés est dans la grande majorité des cas entre 5 et 29 kg N/ha/an (Barton et al., 1999). Malgré le réseau de drainage, les conditions temporaires de saturation du sol peuvent être expliquées par ce taux de dénitrification (Figure 24).

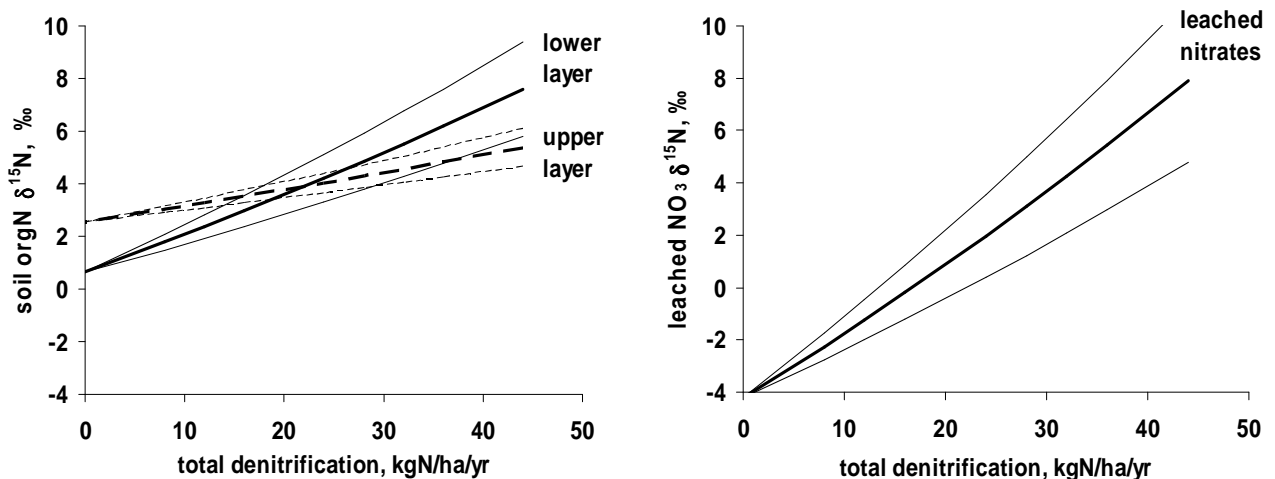


Figure 23: Effet du taux de dénitrification sur la composition isotopique de l'azote des nitrates lessivés (à droite) et de l'azote organique du sol (à gauche) en considérant une volatilisation de 10 kg N/ha/an et un C/N des résidus de culture de 40 g/g. La courbe en gras correspond à un ϵ de -20‰ pour la dénitrification, tandis que les courbes plus fines correspondent à des valeurs respectives de ϵ de -15‰ et de -25‰

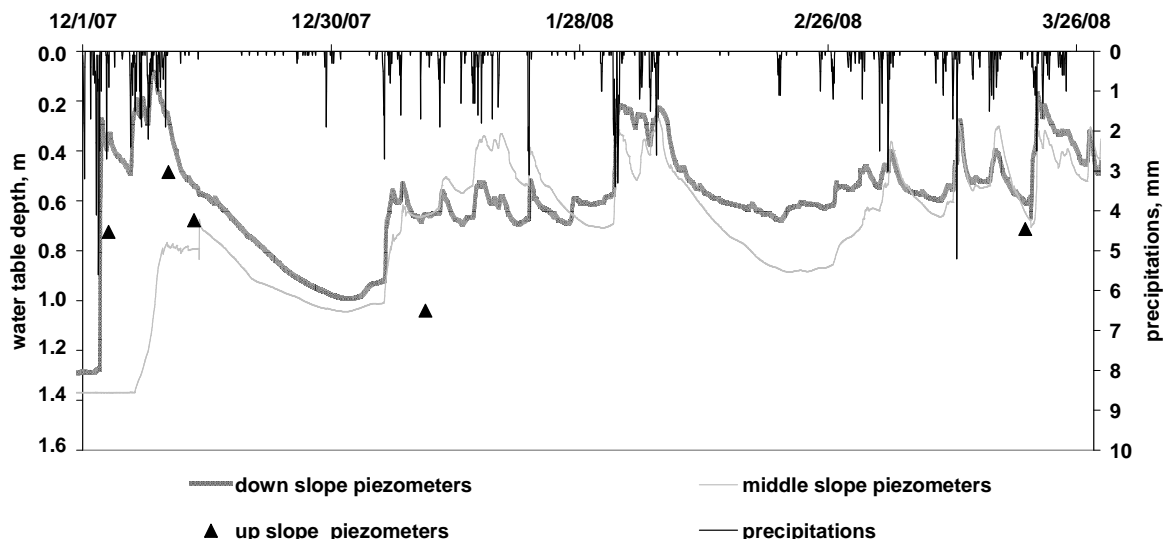


Figure 24: Précipitations et niveaux piézométriques dans la parcelle agricole de référence

La volatilisation ne peut pas expliquer seule l'enrichissement en ^{15}N de l'azote organique : pour une taux de dénitrification faible, le $\delta^{15}\text{N}$ -Norg est plus faible dans la couche inférieure du sol par rapport à la couche supérieure et les nitrates ont un $\delta^{15}\text{N}$ négatif contrairement aux mesures in-situ et quelque soit le taux de volatilisation. Les valeurs correspondent aux mesures sont obtenues seulement en augmentant le taux de dénitrification.

La nitrification ne semble pas non plus avoir d'effet assez important sur la composition isotopique de l'azote des nitrates et de l'azote organique pour expliquer les mesures.

4.2 Mesure de la dénitrification en sol drainé (Faure, 2007)

Des mesures ponctuelles de la dénitrification réelle ont été effectuées afin de préciser les ordres de grandeur de dénitrification estimée grâce à la composition isotopique de l'azote organique du sol. De plus, des mesures de dénitrification potentielle sur ces mêmes sols ont été réalisées dans le but de calculer un taux maximal de dénitrification dans les sols afin de renseigner un paramètre nécessaire à la modélisation du cycle de l'azote dans les sols drainés par le modèle DRAINMOD-N (voir plus loin).

4 sites et 2 horizons par site ont été échantillonnés lors de 3 campagnes d'échantillonnage, ce qui représente 24 mesures de dénitrification réelle et 24 mesures de dénitrification potentielle. Les 3 premiers sites d'échantillonnage sont dans la parcelle drainée de référence. Le dernier site est un site forestier à proximité de la parcelle.

En sommant les vitesses de dénitrification réelle obtenues sur les deux horizons et en moyennant ces sommes, on peut dire que les sols agricoles dénitrifient environ 65 g de $\text{N-NO}_3/\text{ha}/\text{j}$, dans les conditions du site, ce qui représente environ 23 $\text{kgN}/\text{ha}/\text{an}$ (Figure 25). Ces valeurs sont fortes par rapport aux valeurs estimées dans la littérature, surtout en sol drainé où les valeurs recensées sont souvent inférieures à 10 $\text{kgN}/\text{ha}/\text{an}$ (Colbourn et Harper, 1983; Thorp et al., 2008) mais sont en accord avec les estimations faites à partir de la mesure de la composition isotopique de l'azote organique des sols. Les sols forestiers du bassin de l'Orgeval montrent des taux de dénitrification beaucoup plus faibles, de 20 g de $\text{N-NO}_3/\text{ha}/\text{j}$, ce qui est en accord avec la bibliographie.

Ces mesures ponctuelles réalisées sur notre site, confirment donc les résultats obtenus grâce à la composition isotopique de l'azote organique dans le sol, et expliquent la forte rétention calculée par bilan sur le bassin. Il est tout de même important de rappeler que la dénitrification n'est ici mesurée que trois fois dans l'année; il faudrait des mesures plus complètes sur une année entière pour pouvoir estimer plus précisément la dénitrification.

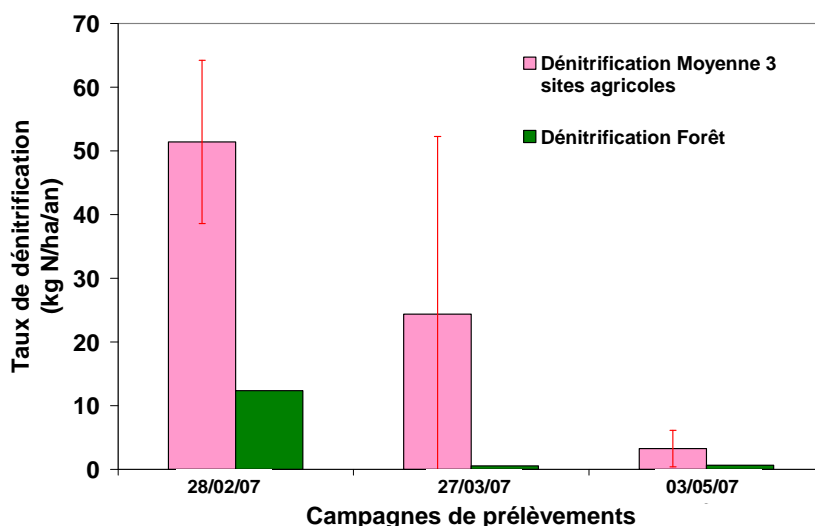


Figure 25: Dénitrification mesurée in-situ

Pour compléter les conclusions apportées par l'analyse isotopique et les mesures de terrain et quantifier plus précisément cette rétention dans les sols agricoles drainés, un modèle spécifique du fonctionnement hydrologique et biogéochimique des parcelles drainées, le modèle DRANMOD-N II, a été utilisé à l'échelle de la parcelle. L'utilisation du modèle a pour objectif de prendre en compte la dynamique interannuelle de l'azote et de considérer l'influence de conditions climatiques particulières de chaque année d'étude sur la rétention de l'azote.

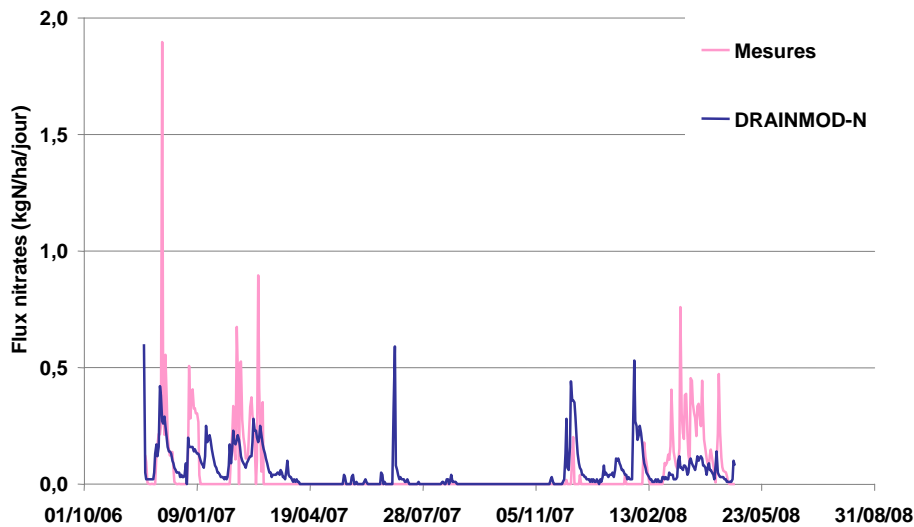
4.3 Modélisation des flux d'azote à l'exutoire des parcelles drainées

Une fois, le calage du module hydrologique réalisé, le module biogéochimique de DRAINMOD-N II a été utilisé à l'échelle de la parcelle afin de quantifier le processus de dénitrification.

Tout d'abord, les flux d'azote sont simulés (Figure 26). Les cultures de la parcelle sont des féveroles pour l'année 2006-2007 et du blé pour l'année 2007-2008.

La dénitrification simulée correspondante est de 20 kgN/ha/an au minimum. Les dénitrifications simulées par le modèle DRAINMOD-N II au cours des deux années étudiées sont respectivement de 33 kgN/ha/an et de 22 kgN/ha/an (année 2007-2008 non terminée). Ces résultats confirment donc qu'une forte dénitrification a lieu dans cette parcelle drainée (Figure 27). Ces valeurs sont largement supérieures aux valeurs de la littérature dans les sols drainés où la dénitrification est généralement estimée à moins de 10 kgN/ha/an (Colbourn et Harper, 1983; Thorp et al., 2008).

a)



b)

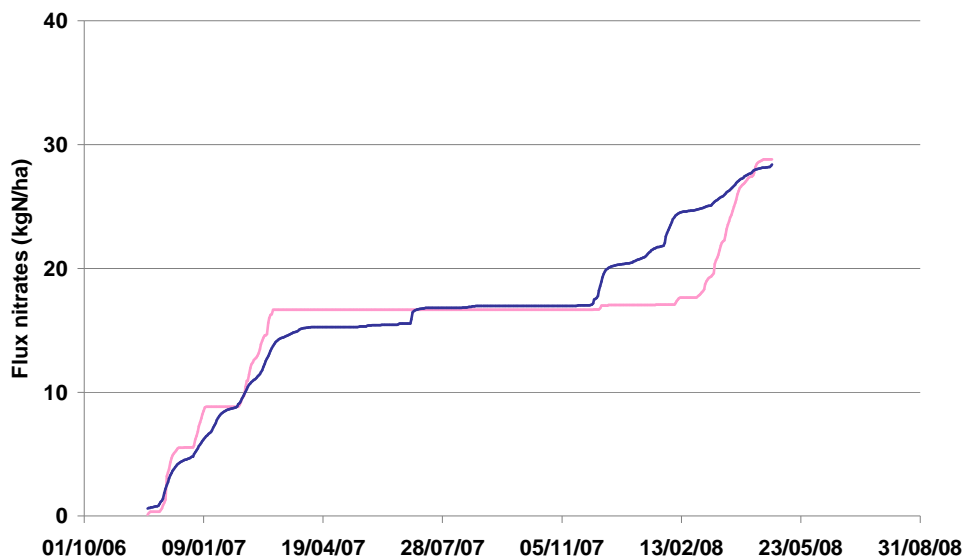
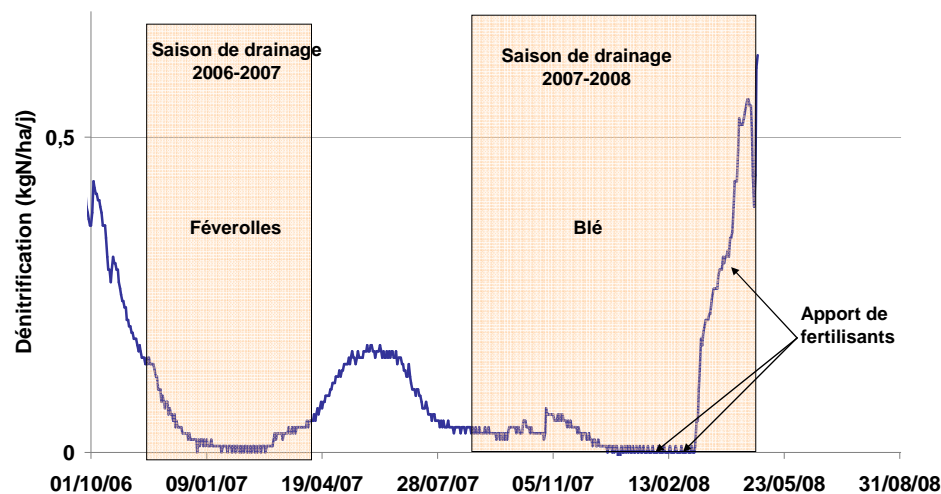


Figure 26: Flux de nitrates a) journaliers b) cumulés

La saisonnalité de la dénitrification est ici bien marquée avec une diminution de la dénitrification durant la saison de drainage 2006-2007, une dénitrification de 6,2 kgN/ha (soit 46 gN/ha/jour). Il est possible que la température soit le facteur limitant de la dénitrification durant cette période. Du 04/04/07, fin de la saison de drainage 2006-2007, jusqu'à fin juin, la dénitrification est beaucoup plus importante avec une dénitrification de 10,7 kgN/ha (soit en moyenne 122 gN/ha/jour). Durant les mois de juillet, août et septembre 2007, la dénitrification diminue et est d'environ 4,4 kgN/ha (soit 48 gN/ha/jour). Si les températures sont plus favorables à la dénitrification durant cette période, il est possible que les conditions de saturation du sol ne soient pas suffisantes. Mais la dénitrification est aussi associée aux apports de fertilisants et dépend donc de la culture en place. On peut le constater durant la saison de drainage 2007-2008 où les apports de fertilisants sur le blé associés à une remontée de la nappe dans les 30 premiers cm du sol pendant les jours qui suivent (Figure 27) engendrent une augmentation brutale de la dénitrification égale à 18 kgN/ha (soit 81 gN/ha/jour) pendant cette saison de drainage. Le processus de dénitrification suit une cinétique d'ordre 1 et elle est donc proportionnelle à la quantité de nitrate présent. L'absence de rupture de pente lors de la saison 2006-2007 s'explique par l'absence de fertilisation sur les féveroles.

a)



b)

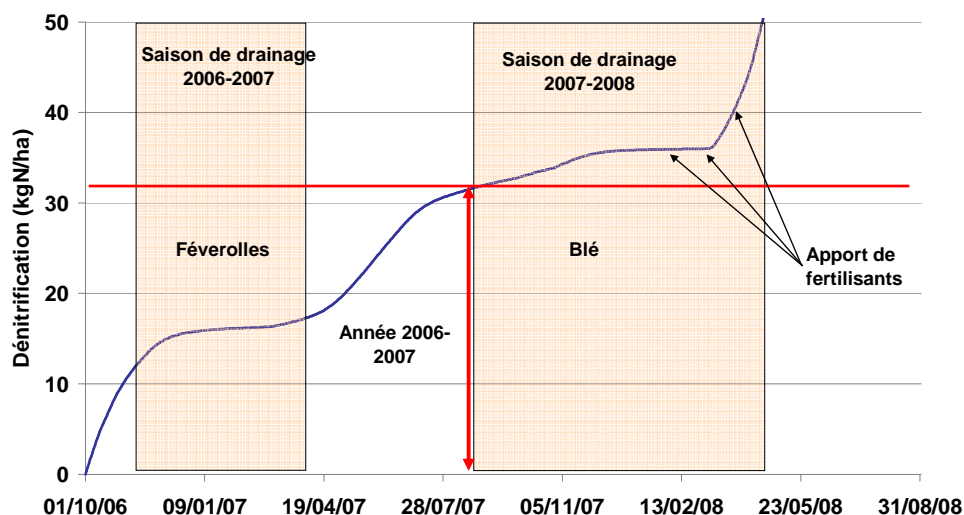


Figure 27: Dénitrification journalière a) et cumulée b) à l'échelle de la parcelle drainée

La dénitri- fication simulée ici est largement supérieure à la rétention souterraine calculée grâce aux bilans azotés établis dans le chapitre 3. Il n'y a pas là de contradiction : dans les bilans azotés, les écoulements de drainage sont considérés comme référence des écoulements superficiels des zones agricoles. La rétention souterraine calculée par bilan est donc relative seulement à la part de dénitri- fication se déroulant dans les sols en dessous du niveau des drains.

Les résultats obtenus dans ce chapitre indiquent qu'une rétention importante a lieu en amont du système du réseau de drainage. Les nitrates subissent donc des processus de dénitri- fication avant d'être lessivés par les drains ou infiltrés en profondeur. Des processus de rétention ont lieu en amont dans les sols cultivés régulièrement saturés malgré le drainage agricole. Il est tout de même important de noter que la parcelle étudiée est située en bas de pente et que les conditions hydromorphes de cette parcelle par rapport au reste du groupement peut engendrer une plus forte dénitri- fication sur cette parcelle particulièrement.

5 Conclusion et perspectives

L'objectif de cette étude était de comprendre quels sont les mécanismes de transfert et de rétention de l'azote dans des zones agricoles drainées. Il est en effet généralement admis que le drainage agricole engendre une augmentation des exportations en nitrate dans les eaux de surface. Cette augmentation est attribuée à des processus hydrauliques modifiés, notamment à l'augmentation de la part d'eau infiltrée dans le sol et à la diminution des temps de transfert de l'eau dans les sols. Mais des études récentes ont par ailleurs montré que le temps de résidence de l'eau est très variable dans les sols drainés. Qu'en est-il alors des processus biologiques de rétention, tels que la dénitrification, processus d'élimination majeur de l'azote dans les bassins versants ?

Les enjeux scientifiques sont donc de déterminer à quelles échelles spatiales la rétention a lieu dans un bassin versant agricole drainé, de caractériser les processus à l'origine de cette rétention et enfin de la quantifier. Est-ce que les zones potentiellement « épuratrices » comme les zones riveraines ou l'interface eau-sédiments dans les cours d'eau jouent un rôle significatif dans la rétention d'azote, malgré le réseau de drainage qui les court-circuite en amont du bassin ? Quelle est la part de la dénitrification qui a lieu en amont dans les sols drainés ?

Sur une série de sous-bassins emboîtés, différentes méthodes d'estimation de la rétention à l'échelle du bassin versant ont été confrontées de façon à localiser et à quantifier la rétention sur le bassin versant. Un travail original de mesures de terrain classiques, de mesures isotopiques et de modélisation a été mené.

Il apparaît que les exportations de nitrates à l'échelle du petit bassin versant agricole sont grandement influencées par les écoulements du réseau de drainage, ce qui engendre une saisonnalité marquée des exportations. Le lessivage des nitrates des parcelles drainées pendant la saison hivernale de drainage influence la dynamique d'exportation de l'azote sur l'ensemble du bassin versant.

Les bilans azotés indiquent la présence d'une rétention d'azote en amont du bassin versant, dans les compartiments souterrains, malgré la présence du réseau de drainage. La rétention d'azote dans les cours d'eau ne représente qu'une partie très faible de la rétention totale. Bien qu'augmentant d'amont en aval du bassin versant, la part de la rétention benthique reste très minoritaire à toutes les échelles spatiales sur le bassin versant, 0,06; 0,1 et 0,2 kgN/ha/an à l'ordre 1, 2 et 3 respectivement. Cette rétention benthique est confirmée par le modèle SENEQUE qui calcule de façon explicite les processus de transformations de l'azote dans le réseau hydrographique.

Les compartiments souterrains (sols de bas de pente, zones riveraines), pourtant affectés par les réseaux de drainage en amont du bassin versant, semblent donc intervenir de façon significative dans la rétention de l'azote dès l'ordre 1 de Strahler. Une estimation a pu être faite grâce aux bilans et au modèle SENEQUE : environ 1,5 kgN/ha/an dans le bassin d'ordre 1, environ 6 kgN/ha/an à l'ordre 2 et environ 4 kgN/ha/an à l'ordre 3.

Mais, même si elle apparaît majeure grâce aux bilans et à l'utilisation du modèle SENEQUE, la rétention souterraine est difficile à appréhender et à quantifier car les méthodes de bilan mises en œuvre reposent sur de fortes hypothèses qui influent directement sur l'estimation de la quantité d'azote retenue.

C'est pourquoi, une étude plus spécifique sur les sols drainés et ripariens a été menée. L'analyse de la composition isotopique naturelle ($\delta^{15}\text{N}$) de l'azote organique du sol a apporté des informations intéressantes sur les processus de rétention de l'azote. En parcelle drainée, l'augmentation de la composition isotopique de l'azote organique avec la profondeur est de plus en plus marquée du haut vers le bas du versant. On remarque aussi que plus les profils de sols prélevés sont proches du bas de versant, plus les traces de fer oxydé traduisant la fréquente saturation du sol sont proches de la surface. Plus le temps de saturation du profil de sol est important plus l'enrichissement isotopique de l'azote organique est fort. En zones ripariennes, une augmentation de la composition isotopique de l'azote organique est aussi mise en évidence de l'amont vers l'aval du bassin versant.

Pour interpréter ces observations, un algorithme calculant la composition isotopique de l'azote dans les sols en fonction des sources et des processus de transformation a été développé. Il permet d'affirmer que l'enrichissement en ^{15}N de l'azote organique du sol est essentiellement dû au processus de dénitrification. Le $\delta^{15}\text{N}$ de l'azote organique des sols apparaît comme un indicateur semi-quantitatif et intégratif de la

dénitrification dans les sols. Les conditions d'hydromorphie plus marquées en bas de versant créent des conditions plus favorables à la dénitrification expliquant un enrichissement isotopique relatif de la matière organique. La nécessaire conjonction des processus hydrologiques et biogéochimiques favorables à la dénitrification est ici mise en évidence. Ces résultats sont confirmés par des mesures directes de dénitrification conduites sur le terrain. Grâce à l'algorithme développé et à des mesures ponctuelles, la dénitrification est estimée dans les sols drainés et ripariens à plus de 20 kgN/an et /ha de zones cultivées ou de zones ripariennes.

Pour compléter les conclusions apportées par l'analyse isotopique et les mesures de terrain et quantifier plus précisément cette rétention dans les sols agricoles drainés, un modèle spécifique du fonctionnement hydrologique et biogéochimique des parcelles drainées, le modèle DRANMOD-N II, a été utilisé à l'échelle de la parcelle. Il apparaît que le processus de dénitrification est de l'ordre de plusieurs dizaines de kgN/ha/an ce qui est en accord avec l'analyse isotopique et les mesures de dénitrification conduites sur le terrain.

A travers différentes méthodologies comprenant des mesures de terrain, des analyses isotopiques ainsi que l'utilisation de différents outils de modélisation, une localisation des processus de rétention sur le bassin versant a pu être effectuée. Les zones de bas de versant, très en amont au niveau des parcelles drainées ou plus en aval au niveau des zones ripariennes apparaissent comme des zones privilégiées de rétention de l'azote. A grande échelle, les bilans azotés ainsi que le modèle SENEQUE indiquent une saisonnalité marquée de la rétention. Si les exportations sont plus importantes en saison de drainage, la rétention d'azote l'est aussi. Ceci est confirmé à l'échelle de la parcelle où les conditions de saturation du sol semblent être un facteur majeur de la dénitrification. Le modèle DRAINMOD-N II montre que le taux de dénitrification est fort au printemps, lorsque que la nappe perchée est présente dans les sols et que les températures augmentent. On peut aussi constater grâce à la modélisation, une augmentation de la dénitrification lors de fertilisations azotées au cours de cette période printanière.

Ces résultats constituent une première étape pour l'étude des processus de rétention à l'échelle du bassin versant agricole drainé. Ils posent à leur tour un certain nombre de questions et ouvrent de nouvelles pistes de recherche.

A l'échelle du bassin versant, l'importance de la connaissance des apports souterrains a été mise évidence. Il semble que les zones ripariennes interviennent de façon non négligeables dans la rétention mais quantifier la rétention riparienne signifie connaître de façon précise les apports d'eau et de nitrate en amont de ces zones. Des suivis de concentration en nitrate sur des transects piézométriques au niveau des différents types de zones « ripariennes » des bassins drainés, bandes enherbées le long des fossés d'assainissement et zones ripariennes de fond de vallée, seraient dans la continuité de ce travail pour mieux quantifier la rétention de l'azote dans les zones ripariennes du bassin.

A l'échelle des parcelles drainées, le temps de saturation du sol apparaît comme un élément majeur de la dénitrification dans les sols drainés qui semblent pouvoir dénitrifier de fortes quantités d'azote si les conditions sont favorables. Ce résultat montre une relation entre le temps de saturation et les flux annuels de dénitrification. Maîtriser les impacts environnementaux d'aménagements tels que le drainage agricole comme le préconise la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (EU, 2001) passe donc peut être par la maîtrise du fonctionnement hydrologique de ces systèmes : en maintenant le niveau de la nappe assez haut dans le sol pour permettre la dénitrification, on peut réduire sensiblement la contamination nitrique des eaux souterraines et de surface. Cette technique de « drainage contrôlé » est largement utilisée aux Etats-Unis ou aux Pays-Bas. Des études pourraient être menées sur le temps nécessaire de saturation des sols durant les périodes de fortes exportations des parcelles drainées (début automne et printemps) pour pouvoir diminuer les concentrations en nitrate dans le sol jusqu'à la limite de potabilité de l'eau. Reste que les effets indésirables de telles pratiques, au premier rang desquelles les émissions associées de gaz à effet de serre (N_2O , CH_4), devraient être également évaluées. En aucun cas ces techniques ne devraient se substituer aux mesures qui doivent être prises à la source pour une utilisation plus modérée et plus raisonnée de la fertilisation azotée.

6 Références

- Arlot M.P. (1999), Nitrates dans les eaux, Drainage acteur, drainage témoin?, *Thèse de l'Université Paris VI, Géologie appliquée, spécialité « Hydrologie, hydrogéologie, géostatistiques et géochimie des eaux »*, 374 pp.
- Bach M., Fabis J., Frede H.G. (1997), Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen, DVWK, Bonn, Vol. 28.
- Balderstone W. L., Sherr B., Payne W. J. (1976), Blockage by acetylene of nitrous oxide reduction in *Pseudomonas perfectomarinus*, *Applied and Environmental Microbiology*, 31, 504–508.
- Barry D.A.J., Goorahoo D., Goss M.J. (1993), Estimation of Nitrate Concentrations in Groundwater Using a Whole Farm Nitrogen Budget, *Journal of Environmental Quality*, 22, 767-775.
- Barton L., McLay C.D., Schipper L.A., Smith C.T. (1999), Annual denitrification rates in agricultural and forest soils: a review, *Australian Journal of Soil Research*, 37, 1073-1093.
- Behrendt H., Opitz D. (1999), Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load, *Hydrobiologia*, 410, 111-122.
- Billen G., Garnier J., Ficht A., Cun C. (2001), Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years, *Estuaries*, 24(6B), 977-993.
- Billen G., Garnier J. (1999), Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model, *Hydrobiologia*, 410, 139-150.
- Billy C., Birgand F., Sebilo M., Billen G., Tournebize J., Kao C. (2009), Nitrate dynamics in artificially drained nested watersheds, *Physics and Chemistry of the Earth*, in press
- Birgand F., Chescheir G.M., Skaggs R.W., Gilliam J.W. (2007), Nitrogen removal in streams and catchments; a literature review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37,381-487.
- Birgand F. (2000), Quantification and modelling of in-stream processes in agricultural canals of the lower coastal plain, *PhD thesis*, North Carolina State University, 488 pp.
- Boiffin J., Hubert B., Durand N. (2004), Agriculture et développement durable, enjeux et questions de recherche, INRA Eds.
- Brion N., Billen G. (1998), Une réévaluation de la méthode d'incorporation de $^{14}\text{HCO}_3$ pour mesurer la nitrification autotrophe et son application pour estimer les biomasses de bactéries nitrifiantes, *Revue des Sciences de l'eau*, 11, 283-302.
- Burt T.P., Pinay G., Matheson F.E., Haycock N.E., Butturini A., Clement J.C., Danielescu S., Dowrick D.J., Hefting M.M., Hillbricht-Ilkowska A. and Maitre V. (2002), Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment, *Journal of Hydrology*, 265 (1-4), 129-148.
- Burt T.P., Matchett L.S., Goulding, K.W.T., Webster C.P., Haycock N.E. (1999), Denitrification in riparian buffer zones: The role of floodplain hydrology, *Hydrological Processes*, 13, 1451-1463.
- Burton D. L., Beauchamp E. C. (1984), Field techniques using the acetylene blockage of nitrous oxide reduction to measure denitrification, *Canadian Journal of Soil Science*, 64, 555–562.
- Cey E.E., Rudolph D.L., Aravena R., Parkin G. (1999), Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario, *Journal of Contaminant Hydrology*, 37, 45-67.
- Chen N.W., Hong H.S., Zhang L. P. (2008), Wet deposition of atmospheric nitrogen in Jiulong River Watershed, *Huanjing Kexue*, 29 (1), 38-46.
- Clément J.C., Holmes R.M., Peterson B.J., Pinay G. (2003), Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France, *Journal of Environmental Quality*, 31, 1025-1037.
- Colbourn P., Harper W. (1983), Denitrification in drained and undrained arable clay soil, *European Journal of Soil Science*, 38(3), 531-539.

- Cravotta C.A. (1997), Use of Stable Isotopes of Carbon, Nitrogen and Sulfur to Identify Sources of Nitrogen in Surface Waters in the lower Susquehanna River Basin, Pennsylvania, *USGS Report file*, 104 pp.
- Duxbury, J.M. (1986), Advantages of the acetylene method of measuring denitrification, *Field Measurement of dinitrogen fixation and denitrification*, Hauck R.D. and Weaver R.W. (Eds), Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA, 18, 73-91.
- Fogel M.L., Cifuentes L.A. (1993), Isotope fractionation during primary production, *Organic geochemistry*, Mengel, M.H., Macko, S.A. (eds), New York Plenum Press, 73-98.
- Galloway J. N., Dentener F. J., Capone D. G., Boyer E. W., Howarth R. W., Seitzinger S. P., Asner G. P., Cleveland C. C., Green P. A., Holland E. A., Karl D. M., Michaels A. F., Porter J. H., Townsend A. R., and Vöosmarty C. J. (2004), Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future, *Biogeochemistry*, 70 (2), 153-226.
- Garnier J., Billen G., Coste M. (1995), Seasonal succession of diatoms and chlorophyceae in the drainage network of the River Seine: Observations and modelling, *Limnology and Oceanography*, 40, 750-765.
- Garnier P., Néel C., Aita C., Recous S., Lafolie F., Mary B. (2003), Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation, *European Journal of Soil Science*, 55(3), 555-568.
- Garwood E.A., Ryden J.C., Tyson K.C. (1986), Nitrogen losses from drained grassland, *Animal and grassland research Institute Grassland manuring BGS*, 20, 9 pp.
- Gilliam J.W., Skaggs R. W. (1986), Controlled agricultural drainage to maintain water quality, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112(3), 254-263.
- Green W.H., Ampt G.A. (1911), Studies on soil physics: 1., *Journal of Agricultural Science*, 4, 1-24.
- Greenberg A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D. (1992), Standard methods for the examination of water and wastewater, *American Public Health Association*, Washington DC.
- Haque S.M.S., Billett M.F., Grayston S., Ord B.G. (1999), Effects of afforestation on ammonification and nitrification rates in former agricultural soils, *Soil Use and Management*, 15 (2), 117-122.
- Haycock N.E., Pinay G. (1993), Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter, *Journal of Environmental Quality*, 22, 273-278.
- Hill A.R., Devito K.J., Campagnolo, S., Sanmugadas, K. (2000), Subsurface denitrification in a forest riparian zone: Interactions between hydrology and supplies of nitrate and organic carbon, *Biogeochemistry*, 51, 193-223.
- Högborg P. (1997), Natural abundance in soil-plant systems, *New Phytologist*, 137, 179-203.
- Howarth R.W., Anderson D., Cloern J., Elfring C., Hopkinson C., Lapointe B., Malone T., Marcus N., McGlathery K., Sharpley A., and Walker D. (2000), Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas, *Ecological Society of America, Issues in Ecology*, 715 pp.
- Howarth R.W., Billen G., Swaney D., Townsend A., Jaworski N., Lajtha K., Downing J.A., Elmgren R., Caraco N., Jordan T., Berendse F., Freney J., Kudeyarov V., Murdoch P., Zhu Z.L. (1996), Regional nitrogen budgets and riverine N&P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences, *Biogeochemistry*, 35, 75-139.
- Hübner H. (1986), Isotope effects of nitrogen in the soil and biosphere, *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry: The Terrestrial Environment*, P. Fritz and J. C. Fontes (Eds), Elsevier science, Amsterdam, 2, 361-425.
- Jacob T.C., Gilliam J.W. (1985), Riparian Losses of Nitrate from Agricultural Drainage Waters, *Journal of environmental quality*, 14, 472-478.
- Kellman L. (2004), Nitrate removal in a first-order stream: Reconciling laboratory and field measurements, *Biogeochemistry*, 71, 89-105.
- Kellman L. (2005), A study of tile drain nitrate - delta N-15 values as a tool for assessing nitrate sources in an agricultural region, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71, 131-137.
- Kellman L., Hillaire-Marcel C. (2003), Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrogen sources in an agricultural watershed, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95, 87-102.

- Kellman L., Hillaire-Marcel C. (1998), Nitrate cycling in streams: Using natural abundances of NO_3^- - $[\Delta]\text{N}$ to measure in-situ denitrification, *Biogeochemistry*, 43, 273-292.
- Kendall C. (1998), Tracing nitrogen sources and cycling in catchments, *Isotopes tracers in Catchment Hydrology*, In Kendall C. and J.J McDonnell (eds), Elsevier science, Amsterdam, 519-576.
- Kladivko E.J., Frankenberger J.R., Jaynes D.B., Meek D.W., Jenkinson B.J., Fausey, N.R. (2004), Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system, *Journal of Environmental Quality*, 33(5), 1803-1813.
- Lehmann, M., Sigman, M., Berelson, W. (2004), coupling the $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ and $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ of nitrate as a constraint on benthic nitrogen cycling, *Marine Chemistry*, 88, 1-4.
- Lesaffre B. (1988), Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés, *Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie, spécialité Mécanique des fluides*, Université Pierre et Marie Curie, 334 pp.
- Letolle R. (1980), Nitrogen-15N in the natural environment, *Handbook of Environmental Isotopes geochemistry*, Fritz, P and Fontes, J.Ch (Eds), Elsevier, New-York, 1, 47-433.
- Lowrance R., Todd R.L., Fail J.Jr., Hendrickson O. Jr., Leonard N., Asmussen L. (1984), Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds, *Bioscience*, 34, 374-377.
- Luo J., White R.E., Ball, P.R., Tillman R.W. (1996), Measuring denitrification activity in soils under pasture: Optimizing conditions for the short-term denitrification enzyme assay and effects of soil storage on denitrification activity, *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 409-417.
- Macduff, J.H., White R.E. (1984), Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content, *Plant and Soil*, 86(2), 151-172.
- Mariotti A. (1986), La dénitrification dans les nappes souterraines, principes et méthodes de son identification: une revue, *Journal of Hydrology*, 88, 1-23.
- Mariotti A. (1983), Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements, *Nature*, 303, 685-687.
- Mariotti A. (1982), Apport de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote, *Thèse de l'Université PARIS VI*, 476 pp.
- Mariotti A., Mariotti F., Champigny M.L., Amargar N., Moyse A. (1982), Nitrogen isotope fractionation associated with nitrate reductase activity and uptake of NO_3^- by pearl millet, *Plant Physiology*, 69, 880-884.
- Mariotti A., Germon J. C., Hubert P., Kaiser P., Letolle R., Tardieux A. and Tardieux P. (1981), Experimental determination of nitrogen kinetic isotope fractionation: Some principles; illustration for the denitrification and nitrification processes, *Plant and Soil*, 62(3), 412-430.
- Mariotti A., Pierre D., Vedy J.C., Bruckert S., Guillemot J. (1980), The abundance of natural nitrogen 15 in the organic matter of soils along an altitudinal gradient (Chablais, Haute Savoie, France), *Catena*, 7, 293-300.
- Mayer B., Boyer E.W., Goodale C., Jaworski N.A., Van Breemen N., Howarth R.W., Seitzinger S., Billen G., Lajtha K., Nadelhoffer K., Van Dam D., Hetling L.J., Nosal M., Paustian K. (2002), Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints, *Biogeochemistry*, 57-58, 171-197.
- Mégnien C. (1979), Hydrogéologie du centre du bassin de Paris, Contribution à l'étude de quelques aquifères principaux, *Bureau de Recherches Géologiques et Minières*.
- Nadelhoffer K.J., Fry B. (1994), Nitrogen isotope studies in forest ecosystems, In K. Lajtha and R.M. Michener (Eds), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, Blackwell Scientific Publishers, Oxford, 22-44.
- Nicolardot B., Recous S., Mary B. (2001), Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C:N ratio of the residues, *Plant and Soil*, 228, 83-103.
- Parkin T.B., Kaspar H.F., Sexstone A.J., Tiedje J.M. (1984), A gas-flow soil core method to measure field denitrification rates, *Soil Biology and Biochemistry*, 16, 323-330.

- Peterjohn W.T., Correll D.L. (1984), Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest, *Ecology*, 65, 1466-1475.
- Rabalais N.N. (2002), Nitrogen in aquatic ecosystems, *Ambio*, 31, 102-112.
- Riffard M., Tournebize J., Andréassian V., Ansart P., Chaumont C., Derlet N., Kao C., Ridet D. (2002), Sources et puits d'eau et de polluants sur des bassins versants élémentaires, *Rapport Cemagref, Programme PIREN-SEINE*, 28 pp.
- Rolland M.-N., Gabrielle B., Laville P., Serça D., Cortinovis J., Larmanou E., Lehuger S., Cellier P. (2008), Modeling of nitric oxide emissions from temperate agricultural soils, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 80(1), 75-93.
- Ruelland D., Silvestre M., Thieu V., Billen G. (2007), Applicatif SENEQUE 3.4, notice d'utilisation, *Rapport Sisyphe, Programme PIREN-Seine*, 48 pp.
- Ruelland D., Billen G. (2003), Seneque 3, un logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface, *Rapport d'activité 2002 du programme PIREN Seine*, 10 pp.
- Ryden J.C., Skinner J.H., Nixon D.J. (1987), Soil core incubation system for the field measurement of denitrification using acetylene-inhibition, *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 753-757.
- Sebilo M. (2003), Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrographique de la Seine, *Thèse de l'Université PARIS VI*, 123 pp.
- Sebilo M., Billen G., Grably M., Mariotti A. (2006), Assessing nitrification and denitrification in the Seine river and estuary using chemical and isotopic techniques, *Ecosystems*, 9(4), 564-577.
- Sebilo M., Mayer B., Grably M., Billiou D., Mariotti A. (2004), The use of the ammonium diffusion method for measurements: comparison with others techniques, *Environmental Chemistry*, 1(2), 99-103.
- Sebilo M., Billen G., Grably M., Mariotti A. (2003), Isotopic composition of nitrate-nitrogen as a marker of riparian and benthic denitrification at the scale of the whole Seine River system, *Biogeochemistry*, 63, 35-51.
- Seitzinger S.P., Styles R.V., Boyer E.W., Alexander R.B., Billen G., Howarth R.W., Mayer B., Van Breemen N. (2002), Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA, *Biogeochemistry*, 57, 199-237.
- Shearer G., Kohl D.H. (1986), N₂-fixation in field settings: estimations based on natural abundance, *Australian Journal of Plant Physiology*, 13, 699-757.
- Shearer G., Kohl D.H. (1978), The Nitrogen-15 abundance in a wide variety of soils, *Soil Science Society of America Journal*, 42, 899-902.
- Shi W., Norton J.M. (2000), Microbial control of nitrate concentrations in an agricultural soil treated with dairy waste compost or ammonium fertilizer, *Soil Biology and Biochemistry*, 32(10), 1453-1457.
- Skaggs R.W. (1980), DRAINMOD Reference Report, Methods for design and evaluation of drainage water Management Systems for Soils with High Water Table, *United States Department of Agriculture, North Carolina State University, Raleigh, North Carolina*.
- Skaggs, R.W., Brevé M.A., Gilliam J.W., (1994), Hydrologic and Water-Quality Impacts of Agricultural Drainage, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24, 1-32.
- Simmons R.C., Gold A.J., Groffman M. (1992), Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies, *Journal of Environmental Quality*, 21, 659-665.
- Soltner D. (2005), Les grandes productions végétales - Céréales-Plantes sarclées-Prairies, *Phytotechnie spéciale, Sciences Techniques Agricoles (Eds)*, 471 pp.
- Strahler A.N. (1957), Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions American Geophysical Union*, 38, 913-920.
- Svendsen H., Hansen, S., Jensen, H.E. (1995), Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model, *Ecological Modelling*, 81(1-3), 197-212.
- Thorp, K.R., Jaynes, D.B., Malone, R.W. (2008), Simulating the long-term performance of drainage water management across the midwestern United States, *Transactions of the ASABE*, 51(3), 962-976.

- Thouvenot M., Billen G., Garnier J. (2006), Modelling benthic denitrification fluxes over a whole drainage network, *Man and River Systems, Interactions among rivers, their watersheds, and the sociosystem, International Symposium, Paris, December 4-6 2006*.
- Tiedje J.M., Simkins S., Groffman P.M. (1989), Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods, *Ecology of arable land*, 217-240.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H., and Tilman D.G. (1997), Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences, *Ecological Applications*, 7,737-750.
- Vought L.B.M., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. (1994), Nutrient Retention in Riparian Ecotones, *Ambio*, 23, 342-348.
- Wu L., McGechan M.B. (1998), A Review of Carbon and Nitrogen Processes in Four Soil Nitrogen Dynamics Models, *Journal of Agricultural Engineering Research*, 69(4), 279-305.
- Yoshinari T., Knowles R. (1976), Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria, *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 69, 705-710.
- Youssef M.A., Skaggs R.W., Chescheir G.M., Gilliam J.W. (2005), The nitrogen simulation model, DRAINMOD-N II, *Transactions of the ASAE*; 48(2), 611-628.