

# Rétention de l'azote à l'échelle d'un petit bassin versant agricole artificiellement drainé

Claire Billy<sup>1,2\*</sup>, François Birgand<sup>1</sup>, Mathieu Sebilou<sup>2</sup>, Gilles Billen<sup>3</sup>, Julien Tournebize<sup>1</sup>, Cyril Kao<sup>1</sup>

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

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

<sup>3</sup>UMR 7619, SISYPHE, Université P. & M. Curie - CNRS, Boîte 105, Tour 26, Etage 4, 4 place Jussieu, 75005 Paris, France

\* Personne à contacter : [claire.billy@cemagref.fr](mailto:claire.billy@cemagref.fr)

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2. MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>2</b>
2.1. SITE D'ETUDE .....	2
2.2. MESURES REALISEES SUR LE BASSIN VERSANT .....	4
<b>3. RESULTATS</b> .....	<b>5</b>
3.1. CONDITIONS CLIMATIQUES.....	5
3.2. ECOULEMENTS DE SURFACE .....	6
3.3. SUIVI DE LA QUALITE DE L'EAU .....	7
3.4. MESURES ISOTOPIQUES ( $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ ) .....	8
<b>4. DISCUSSION</b> .....	<b>8</b>
4.1. BILANS D'EAU .....	8
4.2. BILANS DE NITRATE .....	9
4.3. SIGNATURE ISOTOPIQUE DES PROCESSUS DE RETENTION .....	10
4.4. RETENTION BENTHIQUE OU SOUTERRAINE ?.....	11
<b>5. CONCLUSION</b> .....	<b>12</b>
<b>6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>12</b>

## 1. Introduction

Dans la plupart des régions agricoles, une dégradation progressive de la qualité des eaux de surface et souterraines a été observée depuis les années 70, notamment en ce qui concerne la pollution azotée. Cette dégradation est le résultat d'une intensification de l'agriculture qui s'est traduite par un changement des pratiques agricoles avec la généralisation des apports d'engrais azotés d'origine industrielle, et par la mise en place d'aménagements du territoire agricole tels que le drainage et le recalibrage des cours d'eau. Si l'augmentation des concentrations en nitrate dans les eaux est spectaculaire depuis une trentaine d'années, des bilans d'azote détaillés, établis à l'échelle de grands réseaux hydrographiques (plusieurs centaines à plusieurs milliers de km<sup>2</sup>), révèlent pourtant 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), ce qui indique qu'une part considérable de l'apport net d'azote sur les grands bassins versants est en quelque sorte « retenu » ou éliminé.

La plus grande partie de l'eau participant aux écoulements dans les fleuves entre dans l'hydrosystème au niveau des rivières d'ordre de Strahler 3 ou moins (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 drainé par des cours d'eau d'ordre de Strahler 4 ou moins (Sebilou, 2003 ; Billen et al., 2007). De la même façon,

la plus grande partie de la charge azotée entre dans l'hydrosystème au niveau des têtes de bassins (Bach et al., 1997). L'existence de processus 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. De nombreuses études menées sur de petits bassins agricoles ont montré le rôle majeur des zones ripariennes dans la diminution des flux en nitrates provenant des parcelles (Lowrance et al., 1984, Peterjohn and Correll, 1984; Jacob and Gilliam, 1985; Haycock and Pinay, 1993; Burt et al., 1999; Cey et al., 1999; Hill et al., 2000; Clement et al., 2003; Sebilo, 2003). Par leur position de bas de versant qui engendre une saturation des sols en hiver, et par la forte concentration en carbone organique qui caractérise leurs sols, elles sont des zones favorables à la dénitrification.

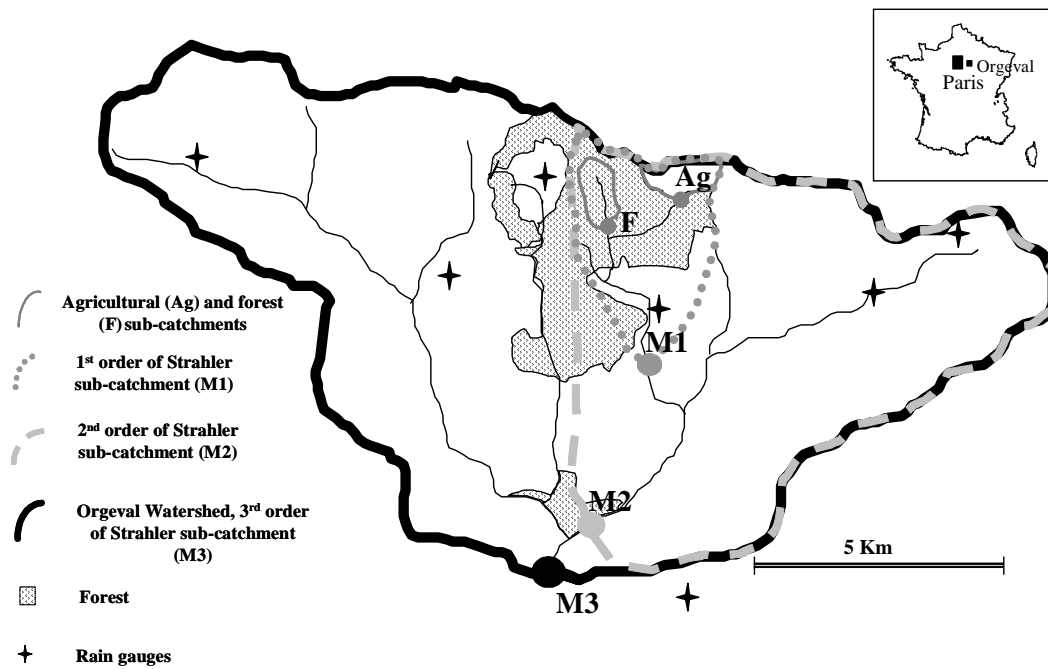
Dans le cas particulier du drainage agricole artificiel (13% de la surface cultivée en France, majoritairement dans des zones de plateaux), les réseaux de drainage court-circuitent les zones ripariennes et les eaux sous-racinaires s'écoulent directement à la rivière. Il est communément admis que le drainage de subsurface ainsi que la recalibration des cours d'eau qu'il nécessite, engendrent une augmentation des flux d'azote nitrique provenant des zones agricoles (Magner et al., 2004). De plus, l'infiltration de l'eau vers les aquifères profonds est réduite par les drains. Les flux d'eau et d'azote qui circulent à travers les zones ripariennes plus en aval dans le bassin, quand les aquifères souterrains contribuent aux écoulements de surface, sont donc eux aussi modifiés.

L'enjeu est, premièrement, de quantifier la rétention en azote à l'échelle du bassin versant agricole drainé. Pour cela, un suivi des débits et des concentrations en nitrate est réalisé sur une série de sous-bassins emboîtés, du groupement de parcelles au bassin versant d'ordre 3 de Strahler. Ensuite, l'objectif est de caractériser et de localiser d'éventuels processus de dénitrification impliqués dans cette rétention en mesurant la composition isotopique des nitrates aux mêmes points. La composition isotopique des nitrates ( $\delta^{15}\text{N}$ ) aux exutoires des sous-bassins, croisée avec les mesures de concentrations en nitrate, est en effet un marqueur de la dénitrification.

## **2. Matériel et méthodes**

### **2.1. Site d'étude**

Le bassin de l'Orgeval se trouve en Seine et Marne (77), sur le plateau de la Brie dans le bassin du Grand Morin, lui-même situé dans le bassin de la Seine (Figure 1a). Il représente l'unité hydrologique drainée par le cours d'eau du même nom, cours d'eau d'ordre 3 (Strahler, 1957).



**b**

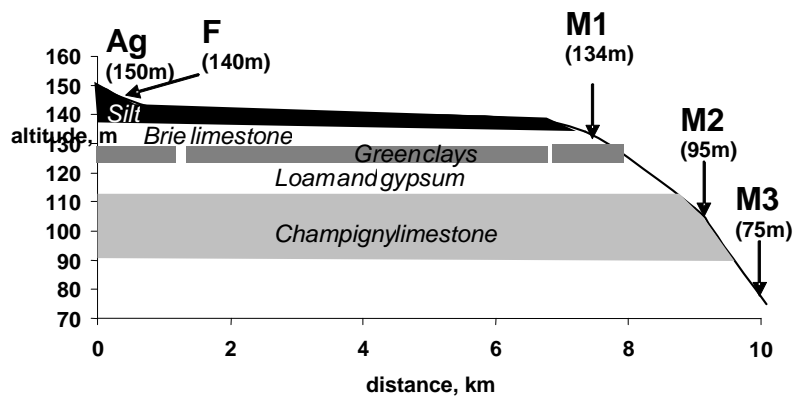


Figure 1: Le bassin versant de l'Orgeval: les sous-bassins suivis (a) et une échelle stratigraphique (Mégny, 1979) (b)

Le climat y est océanique tempéré. La température moyenne annuelle est d'environ 10°C, la pluviométrie moyenne annuelle de 700 mm et l'ETP moyen annuel de 490 mm.

Le bassin versant est situé dans des formations tertiaires que l'on peut séparer en deux grands groupes : les formations de l'Oligocène et celles de l'Eocène (Mégny, 1979, Figure 1b). La formation de Brie (Oligocène) est présente sous l'ensemble du plateau. Elle est composée essentiellement de calcaires siliceux ou marneux, d'argiles grises et de meulière. Dans le secteur aval, l'érosion fait apparaître sur les versants du ru, des terrains plus anciens: marnes vertes (couche imperméable), marnes supragypseuses, et calcaires de Champigny (Eocène). Deux aquifères distincts sont présents dans les formations des calcaires de Brie et des calcaires de Champigny. La majeure partie du bassin est recouverte par des limons d'origine loessique, rougeâtres ou jaunâtres dont l'épaisseur peut atteindre 10 m. La présence d'un horizon argileux entre 1 m et 4 m de profondeur engendre une faible perméabilité se traduisant par la présence d'une nappe superficielle en hiver.

L'Orgeval se situe dans la petite région agricole (PRA) de la Brie Laitière. 81% de l'espace est occupé par des cultures et des prairies, 18% de la surface est boisée et enfin le 1% restant correspond aux zones urbaines et aux routes. Avant les années 60, la principale activité agricole était l'élevage. C'est maintenant la culture céréalière qui domine largement avec comme rotation principale: Maïs-Blé-Orge (ou Blé). Ce changement de pratiques agricoles a été possible grâce à l'installation de réseaux de drainage artificiel. Les drains sont disposés en épi avec un écartement de 8 à 10 m, ceci entre 0,8 et 1 m de profondeur. Enfin, les zones riveraines sont de différents types. En zone agricole, 37 km de cours d'eau sont bordés de bandes enherbées d'environ 5 m de large et 13 km sont bordés de ripisylves. Enfin, 14 km de cours d'eau traversent des zones forestières.

## 2.2. Mesures réalisées sur le bassin versant

Afin d'étudier le transfert des nitrates dans ce bassin versant artificiellement drainé, les débits et la qualité de l'eau ont été suivis à l'exutoire d'une série de sous-bassins emboîtés (Figure 1a). Le premier est un sous-bassin entièrement agricole de 130 ha (Ag); le second est un bassin de référence forestier de 110 ha (F). Ces deux bassins de référence sont situés en amont du bassin de l'Orgeval et leurs exutoires se situent dans la couche superficielle des limons. Les écoulements de surface de ces bassins sont donc temporaires et n'ont lieu que pendant la saison hivernale lorsque la nappe perchée est présente dans les limons.

Le troisième est un bassin d'ordre 1 (M1) de 960 ha, comprenant les sous-bassins Ag et F, et qui est à 50% agricole et 50% forestier. A cette échelle spatiale, une composante souterraine participe aux écoulements de surface qui deviennent permanents. Plus à l'aval, un sous-bassin d'ordre 2 (M2) de 4570 ha a été suivi. M2 est à 80% agricole et 20% forestier. Enfin, des mesures ont été faites à l'exutoire du bassin versant de l'Orgeval (bassin d'ordre 3; M3).

Pour chacun de ces exutoires, des stations limnimétriques sont installées. Le débit est calculé au pas de temps horaire grâce à une courbe de tarage spécifique à chaque station, qui fait correspondre les variations de la hauteur d'eau au débit. De plus, du 1<sup>er</sup> janvier 2005 au 31 mai 2006, des prélèvements automatiques ont été faits à chaque station au pas de temps journalier. Une première fraction des échantillons est gardée pour mesurer les concentrations en azote inorganique (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Des prélèvements hebdomadaires sont aussi réalisés directement à la sortie d'un drain dans le sous-bassin Ag. Les concentrations en nitrate sont mesurées par colorimétrie après réduction des nitrates en nitrite sur une colonne de cadmium (Greenberg et al., 1992). La fraction organique n'est pas analysée en routine. Des mesures réalisées sur le bassin ont montrées que cette fraction représente au maximum 10% de la fraction d'azote inorganique. Grâce à ces mesures chimiques, des bilans en nitrate ont pu être calculés à chaque échelle spatiale.

Afin de caractériser d'éventuels processus de dénitrification que subirait le nitrate lors de son transfert dans le bassin versant ; des analyses isotopiques ont été réalisées de février à juin 2005. Dans ce cas, une seconde fraction des échantillons prélevés est gardée et congelée à -16°C. La méthode utilisée pour mesurer le  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  est la méthode de diffusion de l'ammonium (Sebilo et al., 2004).

La dénitrification est en effet connue pour engendrer un enrichissement en <sup>15</sup>N du nitrate résiduel (Mariotti, 1982 ; Mariotti, 1986 ; Kellman and Hillaire-Marcel, 1998 ; Kendall, 1998 ; Kellman and Hillaire-Marcel, 2003 ; Sebilo et al., 2006). Les mesures de  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  ont donc été très souvent utilisées pour déterminer l'origine des nitrates (Mariotti, 1982; Hübner, 1986; Mayer et al., 2002; Kellman, 2005) et pour caractériser une dénitrification (Kellman and Hillaire-Marcel, 1998; Mayer et al., 2002 ; Sebilo et al., 2003, 2006 ; Kellman, 2004). La même approche a été utilisée.

La composition isotopique  $\delta(\text{‰})$  est la différence relative en pour mille entre le rapport isotopique d'un échantillon et celui d'un étalon :

$$\delta_{\text{échantillon}} (\text{‰}) = ((R_{\text{échantillon}} - R_{\text{étalon}}) / R_{\text{étalon}}) * 1000 \quad [1]$$

où R est le rapport de  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  de l'échantillon et de l'étalon.

L'étalon de référence international pour les mesures de  $\delta^{15}\text{N}$  est l'azote atmosphérique avec un ratio de  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  de 0,003676 (Mariotti, 1983; Mariotti, 1984).

Le fractionnement isotopique d'une réaction simple et unidirectionnelle,  $\alpha$ , est défini par le rapport des constantes de vitesse de cette réaction pour les deux espèces isotopiques:

$$\alpha = k^{15}\text{N}/k^{14}\text{N} \quad [2]$$

Un facteur d'enrichissement isotopique de la réaction,  $\varepsilon$ , est aussi défini par l'équation suivante:

$$\varepsilon = 1000(\alpha - 1) \quad [3]$$

Des expériences en laboratoire ont montré que le processus de dénitrification est caractérisé par un facteur d'enrichissement isotopique de  $-18\%$  (Sebilo et al., 2003). Quand un processus de dénitrification a lieu dans un milieu homogène et fermé, c'est à dire sans renouvellement du substrat, l'équation de Raleigh peut être utilisée pour calculer la composition isotopique du substrat au temps t :

$$\delta_s(t) = \delta_{s0} + \varepsilon \ln (C_t/C_0) \quad [4]$$

où  $\delta_{s0}$  est la composition isotopique du substrat au temps t et ou  $C_0$  and  $C_t$  sont les concentrations du substrat au temps zéro et t, respectivement.

Mais, dans les systèmes environnementaux, ces conditions idéales sont rarement réunies. Par exemple, quand les nitrates présents dans les eaux de surface sont éliminés par dénitrification dans la couche superficielle des sédiments, seulement une fraction de ces nitrates pénètre dans les sédiments (Birgand et al., 2007) ; et parmi cette fraction seulement une partie est dénitrifiée par diffusion dans les zones réduites des sédiments, l'autre partie retournant à la colonne d'eau par advection. Ceci explique un enrichissement isotopique apparent plus faible lors d'une dénitrification benthique (Sebilo et al., 2003). La même chose se produit pour toute situation où la dénitrification n'agit pas de façon homogène sur le substrat, lorsque seulement une fraction ( $f$ ) de la totalité des nitrates subit une dénitrification tandis qu'une autre fraction n'est pas affectée. Sebilo et al. (2003) ont montré que dans ce cas, la composition isotopique du nitrate résiduel obéit à l'équation suivante :

$$\delta_s(t) = \delta_{s0} + \varepsilon (1 - (1-f) C_0/C_t) \cdot \ln [1 - (C_0 - C_t)/(f \cdot C_0)] \quad [5]$$

En pratique, la fraction  $f$  n'est pas connue et la relation précédente représente seulement une idéalisation de situations hétérogènes encore plus complexes ou plusieurs fractions du substrat subissent de la dénitrification avec une intensité différente. C'est pourquoi, dans des conditions réelles, un véritable bilan d'azote ne peut pas être établi grâce aux mesures isotopiques. Celles-ci restent donc des indicateurs semi-quantitatifs du processus de dénitrification.

### 3. Résultats

#### 3.1. Conditions climatiques

Le climat tempéré océanique du nord de la France est caractérisé par une période humide débutant au milieu de l'automne, quand la balance hydrique (Précipitations – ETP) devient positive. Il s'ensuit une saison sèche débutant en mai quand la balance hydrique devient négative (Tableau 1).

Tableau 1: Données climatiques et débits à l'exutoire des sous-bassins

	Winter season 2004/2005 - Water balance	Summer season 2005 - Negative water balance	Hydrologic year 2004/2005	Winter season 2005/2006 - Water balance	Average on 6 last hydrologic years (1998 2005)
Precipitation (mm)	242	372	<b>614</b>	229	<b>710</b>
PET (mm)	165	648	<b>813</b>	84	<b>652</b>
Water balance (mm)	77	-276	-199	145	58
Ag Outflows (mm)	2	0	<b>2</b>	12	<b>97</b>
F Outflows (mm)	0	0	<b>0</b>	0,1	<b>80</b>
M1 Outflows (mm)	7	9	<b>16</b>	21	<b>No data</b>
M2 Outflows (mm)	28	41	<b>69</b>	63	<b>219</b>
M3 Outflows (mm)	20	22	<b>42</b>	40	<b>223</b>

La période de mesures correspond à une période relativement sèche avec pour l'année 2004-2005 avec 96 mm de précipitations de moins que la moyenne des 6 dernières années (Tableau 1). La saison humide ou saison hivernale est la période au cours de laquelle les écoulements superficiels de drainage ont lieu. Dans les conditions locales du bassin versant de l'Orgeval, les écoulements de drainage débutent après environ 100 mm de pluie à partir du moment où la balance hydrique devient positive. Dans des années climatiques moyennes, le drainage débute mi-octobre pour finir fin avril. Durant la période d'étude (du 1<sup>er</sup> janvier 2005 au 31 mai 2006), la première période de drainage n'a débuté que le 18 janvier 2005 pour finir dès le 23 février 2005. La seconde période de drainage a, elle aussi, débuté tard, le 17 janvier 2006 pour terminer le 5 avril 2006. En ces années sèches, les périodes de drainage débutent donc tard et sont plus courtes que pour des conditions climatiques moyennes.

### 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. (Tableau 1).

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<sup>-1</sup>. Pendant la saison estivale, le plus fort débit enregistré est de 0,1 mm.jour<sup>-1</sup> (Figure 2). Les flux d'eau cumulés à l'exutoire de M1 ont atteint 7 mm pendant la saison hivernale 2004-2005, 9 mm pendant la saison estivale et enfin 21 mm pendant la saison hivernale 2006 (Tableau 1).

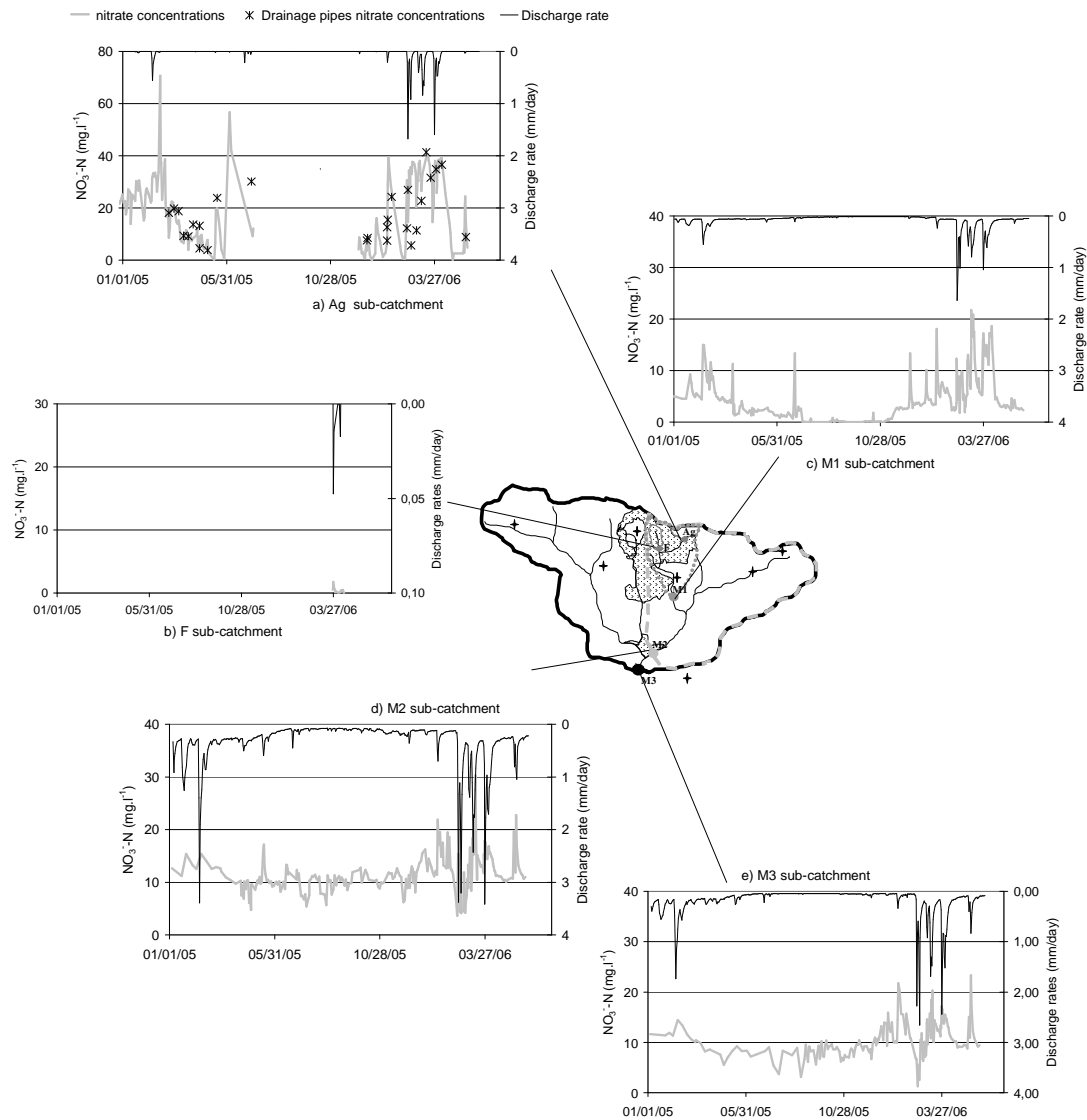


Figure 2: Mesure des débits et des concentrations en nitrate aux exutoires des sous-bassins étudiés

A l'ordre 2 de Strahler, les écoulements cumulés ont augmenté et sont de 28 mm durant la période hivernale 2005, 41 mm pendant la saison estivale 2005 et enfin 63 mm pendant la saison hivernale 2006. A l'exutoire du sous-bassin M3, les écoulements cumulés sont de 20 mm durant la période hivernale 2005, 22 mm pendant la saison estivale et 40 mm pendant la saison hivernale 2006.

### 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  $\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ) mais aussi très souvent au-dessus de la norme européenne qui est de  $11,2 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  (Figure 2). 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  $3,8 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  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  $4,6 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ . Pendant les périodes hivernales de drainage, ces concentrations ne descendent que rarement en dessous de  $3 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ . Par contre pendant les périodes sèches (sans drainage), même si le débit n'est jamais nul (moins de  $10 \text{ l.s}^{-1}$ ), les concentrations en nitrate descendent à  $0,4 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  (Figure 2).

Les concentrations en nitrate augmentent à l'exutoire de M2 et M3 avec des moyennes respectives de  $11,5$  et de  $10 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  et ne descendent jamais en dessous de  $1,5 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  (Figure 2).

### 3.4. Mesures isotopiques ( $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ )

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

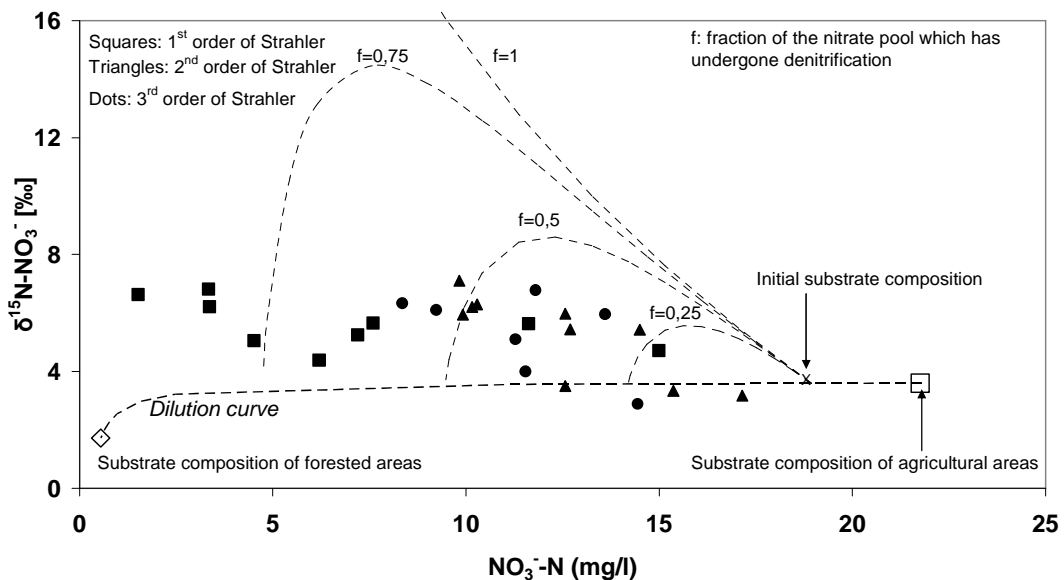


Figure 3:  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  des eaux de surface aux différentes stations de mesure (l'exemple de composition du substrat initial de nitrate est calculé en considérant 80% de zones agricoles et 20% de zones forestières comme c'est le cas pour les sous-bassins M2 et M3)

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

## 4. Discussion

### 4.1. Bilans d'eau

Les écoulements spécifiques des différents sous-bassins sont faibles par rapport à la balance hydrique (Tableau 1). Ceci doit être lié à la sécheresse de la période étudiée. A la station Ag, seulement environ 5% de la pluie nette est restituée pendant les deux périodes hivernales. La part



restante s'est probablement infiltrée sous la couche drainée. Pour la station F, les écoulements sont encore plus faibles, de par l'absence de réseau de drainage. Les contributions en eau du sous-bassin agricole sont considérées comme des contributions de référence pour les surfaces cultivées sur l'ensemble du bassin versant. La même hypothèse est faite pour le sous-bassin forestier et l'ensemble des zones forestières du bassin.

Les contributions souterraines des bassins d'ordre 1, 2 et 3 de Strahler sont calculées en faisant la différence des débits mesurés à l'exutoire et de l'estimation des contributions superficielles faites grâce aux sous-bassins de référence. (Tableau 2).

*Tableau 2: Bilans d'eau aux différentes échelles spatiales (en mm par période)*

		Active drainage period 2005	Dry period 2005	Active drainage period 2006
Potential total runoff (mm)		77	0	145
<hr/>				
Ag	Drain pipe runoff	2	0	12
F	Superficial runoff	0	0	0.1
Drain pipe runoff + superficial runoff		1	0	6
M1	Groundwater runoff	4.7	10	14
	Infiltration and/or storage	71.3	0	125
Drain pipe runoff + superficial runoff		1.6	0	10
M2	Groundwater runoff	22.4	56	46
	Infiltration and/or storage	53	0	88
Drain pipe runoff + superficial runoff		1.6	0	10
M3	Groundwater runoff	15.4	28	28
	Infiltration and/or storage	60	0	107

Une part importante de la pluie nette n'est pas restituée, elle serait donc infiltrée vers des aquifères plus profonds, elle a pu y être stockée ou contribué aux écoulements de surface à l'aval du bassin versant dans l'Orgeval ou même le Grand Morin. On remarque que les écoulements en  $\text{mm}\cdot\text{jour}^{-1}$  à l'exutoire du bassin versant de l'Orgeval (ordre 3 de Strahler) sont plus faibles ces dernières années par rapport aux écoulements à l'ordre 2 de Strahler. La partie ouest du bassin versant, qui n'est pas instrumentée, a donc un fonctionnement hydrologique différent de la partie est du bassin. Plus d'infiltration profonde dans la partie ouest du bassin pourrait, par exemple, expliquer ce phénomène.

#### 4.2. Bilans de nitrate

A chaque échelle spatiale, un bilan en azote peut être établi sur la base des bilans en eau établis ci-dessus (Tableau 2), en attribuant à chaque origine de l'eau (agricole et forestière) une concentration moyenne annuelle en nitrate. Pour cela plusieurs hypothèses simplificatrices sont faites, la principale étant que les concentrations moyennes en nitrate, pondérées par les débits, et observées aux exutoires des sous-bassins Ag et F sont représentatives des eaux provenant des zones agricoles et des zones forestières respectivement. Cette hypothèse est valable pour les contributions superficielles mais aussi pour les contributions souterraines. Même si les écoulements n'ont lieu qu'en hiver à l'exutoire des sous-bassins de référence, c'est aussi pendant cette période que l'infiltration de la zone sous-racinaire vers les aquifères a lieu. C'est pourquoi cette hypothèse semble raisonnable. Pour les zones agricoles, les concentrations moyennes pondérées par les débits sont égales à  $30 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  en hiver 2005 et à  $26 \text{ mgN}\cdot\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$  en hiver 2006.

Les incertitudes des bilans d'eau sont des incertitudes sur les parts respectives des contributions superficielles et souterraines pour chaque sous-bassin. En attribuant une même concentration pour les eaux de surface et les eaux souterraines à chaque occupation du sol, l'incertitude sur les bilans d'eau n'est pas répercutée sur les bilans en nitrate. Par contre l'extrapolation de la concentration en nitrate du sous-bassin agricole pour toutes les zones agricoles peut engendrer une sur-estimation ou une sous-estimation des flux de nitrate. Afin d'estimer les erreurs engendrées par cette hypothèse, une fourchette de  $\pm 20\%$  a été considérée pour ces valeurs. Les pratiques agricoles étant relativement homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude, 20% a été considéré comme une gamme de variation suffisante.

Ces budgets théoriques ont pour principal intérêt de pouvoir être comparés aux flux de nitrate calculé à chaque station de mesures (Tableau 3).

*Tableau 3: Flux de nitrate calculé et observé pour les 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*

		Active drainage period 2005	Dry period 2005	Active drainage period 2006
M1	Calculated N flux (kgN/ha)	0.9 (0.8 - 1.1)	1.6 (1.3 - 1.9)	3.3 (2.9 - 3.7)
	Observed N flux (kgN/ha)	0.5	0.3	2.13
	Retention (%)	47 (37 - 54)	82 (78 - 85)	36 (28 - 42)
M2	Calculated N flux (kgN/ha)	6.0 (4.9 - 7.1)	13.8 (11 - 16.5)	12.1 (10.2 - 14.1)
	Observed N flux (kgN/ha)	3.9	6.0	7.8
	Retention (%)	34 (19 - 45)	56 (45 - 64)	36 (24 - 45)
M3	Calculated N flux (kgN/ha)	4.4 (3.6 - 5.3)	7.1 (5.7 - 8.5)	8.5 (7.3 - 9.7)
	Observed N flux (kgN/ha)	2.1	2.8	5.3
	Retention (%)	53 (42 - 60)	61 (51 - 67)	37 (27 - 45)

Les flux mesurés sont systématiquement inférieurs aux flux calculés, pour toutes les périodes et pour toutes les échelles spatiales. 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.

Il reste maintenant à définir la nature de cette rétention, c'est à dire les processus à l'origine de cette rétention.

### 4.3. Signature isotopique des processus de rétention

La courbe de dilution présentée dans la Figure 3, 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  $^{15}\text{N}$ . 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.

Malheureusement, comme expliqué auparavant, aucune quantification de cette dénitrification ne peut être faite. Les relations théoriques attendues entre  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  et la concentration en nitrate lors

d'une dénitrification sont présentées dans la Figure 3 d'après l'équation [5] et pour plusieurs valeurs de  $f$ . Ces courbes indiquent seulement que la dénitrification peut bien être à l'origine des compositions isotopiques mesurées.

#### 4.4. Rétention benthique ou souterraine ?

Après avoir caractériser la dénitrification, l'objet du paragraphe suivant est de localiser le processus en distinguant les processus in-stream, c'est à dire les processus de dénitrification benthique, et les processus « souterrains » c'est-à-dire tous les processus ayant lieu en amont du cours d'eau, de la zone sous-racinaire à la zone riparienne. Entre la zone sous-racinaire et le cours d'eau, les zones ripariennes sont souvent les principales zones d'élimination de l'azote par dénitrification. Mais, en contexte de drainage agricole, la dénitrification riparienne peut être moindre car les zones ripariennes sont court-circuitées. De plus, on ne peut pas exclure des processus de dénitrification dans les zones sous-racinaires à l'inter-drain où l'on a accumulation de l'azote et des conditions anaérobies en période hivernale (Paris, 2004).

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/m<sup>2</sup>/h. Ces mesures ont été réalisées en conditions d'étiage, 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/m<sup>2</sup>/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 4) 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.

*Tableau 4: Estimation de la rétention benthique dans les différents sous-bassins 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*

		Active drainage period 2005	Dry period 2005	Active drainage period 2006
M1	Estimated area of river bed (m <sup>2</sup> )	7500	6000	7500
	Benthic retention (kgN/ha/period)	0.02	0.10	0.04
	Benthic retention (% of input)	2 (1.7 - 2.4)	6.2 (5.2 - 7.8)	1.3 (1.1 - 1.4)
M2	Estimated area of river bed (m <sup>2</sup> )	44000	36000	44000
	Benthic retention (kgN/ha/period)	0.02	0.15	0.04
	Benthic retention (% of input)	0.4 (0.3 - 0.5)	0.9 (0.8 - 1.1)	0.37 (0.32 - 0.44)
M3	Estimated area of river bed (m <sup>2</sup> )	147000	117000	147000
	Benthic retention (kgN/ha/period)	0.04	0.18	0.08
	Benthic retention (% of input)	0.8 (0.7 - 1)	2.5 (2.1 - 3.1)	1.0 (0.8 - 1.1)

Même si la valeur absolue de la dénitrification benthique augmente d'amont en aval sur le bassin, elle représente un pourcentage très faible du flux de nitrate à tous les points de mesure. La rétention benthique semble donc rester minoritaire sur le bassin. Les processus de dénitrification « souterrains » expliqueraient en grande partie les pertes azotées sur le bassin versant.

## 5. Conclusion

Les bilans de nitrate et les mesures de compositions isotopiques ont montré une forte rétention en azote à toutes les échelles spatiales du bassin d'étude. La part de la rétention benthique a été estimée grâce à des mesures sur le terrain et se révèle être une part minoritaire de la rétention en azote. Dans les bassins versants drainés même si les zones ripariennes sont court-circuitées par les drains, une rétention « souterraine » a lieu, probablement dans les zones ripariennes et/ou les zones sous-racinaires et ceci dès l'ordre 1 de Strahler.

Les perspectives de ce travail sont maintenant de localiser plus exactement cette rétention « souterraine ». Celle-ci a-t-elle lieu plutôt au niveau des zones sous-racinaires ou au niveau des zones ripariennes ? Une deuxième étape sera ensuite de quantifier cette dénitrification aux différentes échelles spatiales et temporelles étudiées grâce à une modélisation des transferts d'azote dans le bassin versant.

## 6. Références bibliographiques

Bach M., Fabis J., Frede, H.G. (1997), Filterwirkung von Uferstreifen für Stoffeinträge in Gewässer in unterschiedlichen Landschaftsräumen, Vol. 28. DVWK, Bonn.

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. (1999), Nitrogen transfers through the Seine drainage network: a budget based on the application of the 'Riverstrahler' model, *Hydrobiologia*, 410, 139-150.

Billen G., Garnier J., Mouchel J-M, Silvestre M. (2007) The Seine System: introduction to a multidisciplinary approach of the functioning of a regional river system *The Science of the Total Environment*. 375: 1-12

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 p.

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(5): 381-487..

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.

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.

Clement J. C., Holmes R.M., Peterson B.J., Pinay G. (2003), Isotopic investigation of denitrification in a riparian ecosystem in western France, *Journal of Applied Ecology*, 40, 1035-1048.

Greenberg A.E., Clesceri L.S., Eaton A.D. (1992), Standard methods for the examination of water and wastewater, 18<sup>th</sup> edn., 4/75-4/93.

Haycock N.E., Pinay G. (1993), Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetatd 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.

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*, In P. Fritz and J. C. Fontes (eds), Elsevier science, Amsterdam, Vol. 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., Hillaire-Marcel C. (1998), Nitrate cycling in streams: Using natural abundances of  $\text{NO}_3^-$ - $[\Delta]N$  to measure in-situ denitrification, *Biogeochemistry*, 43, 273-292.

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. (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.

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.

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.

Magner, J. A., Payne, G.A., Steffen, J. (2004), Drainage effects on stream nitrate-N and hydrology in south-central Minnesota (USA), *Environmental Monitoring and Assessment*, 91, 183-198.

Mariotti A. (1982), Apport de la géochimie isotopique à la connaissance du cycle de l'azote, *PhD thesis, University of PARIS VI*, 476 p.

Mariotti A. (1983), Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural  $^{15}N$  abundance measurements, *Nature*, 303, 685-687.

Mariotti A. (1984), Natural  $^{15}N$  abundance measurements and atmospheric nitrogen standard calibration, *Nature*, 311, 251-252.

Mariotti A. (1986), La dénitrification dans les nappes souterraines, principes et méthodes de son identification: une revue, *Journal of Hydrology*, 88,1-23.

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.

Mégnién , (1979), Hydrogéologie du centre du bassin de Paris. Contribution à l'étude de quelques aquifères principaux. *Bureau de Recherches Géologiques et Minières*.

Paris T. (2004), Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol à nappe superficielle drainée artificiellement, *Thèse de l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêt*, 180 p.

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.

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.

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, *PhD thesis, University of PARIS VI*, 123 p.

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. (2006), Assessing nitrification and denitrification in the Seine river and estuary using chemical and isotopic techniques, *Ecosystems*, 9(4), 564-577.

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.

Simmons R.C., Gold A.J., Groffman M. (1992), Nitrate dynamics in riparian forests: Groundwater studies, *Journal of Environmental Quality*, 21, 659-665.

Strahler A.N. (1957), Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions American Geophysical Union*, 38, 913-920.

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.

Vought L. B. M., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. (1994), Nutrient Retention in Riparian Ecotones, *Ambio*, 23, 342-348.