

# Rétention d'azote par les zones humides riveraines

Florence Curie<sup>1</sup>, Agnès Ducharne<sup>2</sup> et Hocine Bendjoudi<sup>2</sup>

<sup>1</sup> UMR Sisyphé, Jussieu, [Florence.curie@ccr.jussieu.fr](mailto:Florence.curie@ccr.jussieu.fr)

<sup>2</sup> UMR Sisyphé, Jussieu

Rétention d'azote par les zones humides riveraines.....	1
1. Introduction et objectifs.....	1
2. Etude de la dénitrification à l'échelle d'une zone riveraine .....	2
2.1. Présentation de la zone d'étude .....	2
2.2. Etude du fonctionnement hydrologique .....	3
2.3. Mise en évidence de la dénitrification .....	5
2.4. Les conditions de la dénitrification .....	6
2.5. Conclusions .....	10
3. Etude de la rétention d'azote à l'échelle des sous-bassins de la Seine.....	11
3.1. Principe des bilans de nitrate .....	11
3.2. Cadre de l'étude.....	11
3.3. Estimation de la concentration théorique à partir des sorties MODCOU / STICS.....	11
3.4. Résultats préliminaires. ....	12
4. Conclusions .....	15
5. Bibliographie .....	16

## 1. Introduction et objectifs

Les zones humides riveraines sont des environnements particuliers, situés à l'interface entre le milieu aquatique et le milieu terrestre. Leur position dans le paysage leur permet de jouer un rôle clé sur le fonctionnement hydrologique (écrêtement des pics de crue, soutien des étiages) et sur l'amélioration de la qualité de l'eau notamment par la rétention des nutriments, phosphore et azote, responsables des phénomènes d'eutrophisation. Les zones humides sont en effet des environnements favorables à la rétention des nitrates à la fois par la végétation souvent boisée (ces zones étant peu propices aux cultures) mais également par dénitrification. Les conditions hydrologiques particulières qui se développent dans ces zones riveraines favorisent le développement de conditions réductrices lesquelles sont nécessaires au processus de dénitrification.

Notre objectif est de comprendre et de quantifier l'influence des zones humides riveraines sur la rétention d'azote par dénitrification dans le bassin de la Seine. Pour y répondre, deux approches complémentaires ont été menées à des échelles différentes.

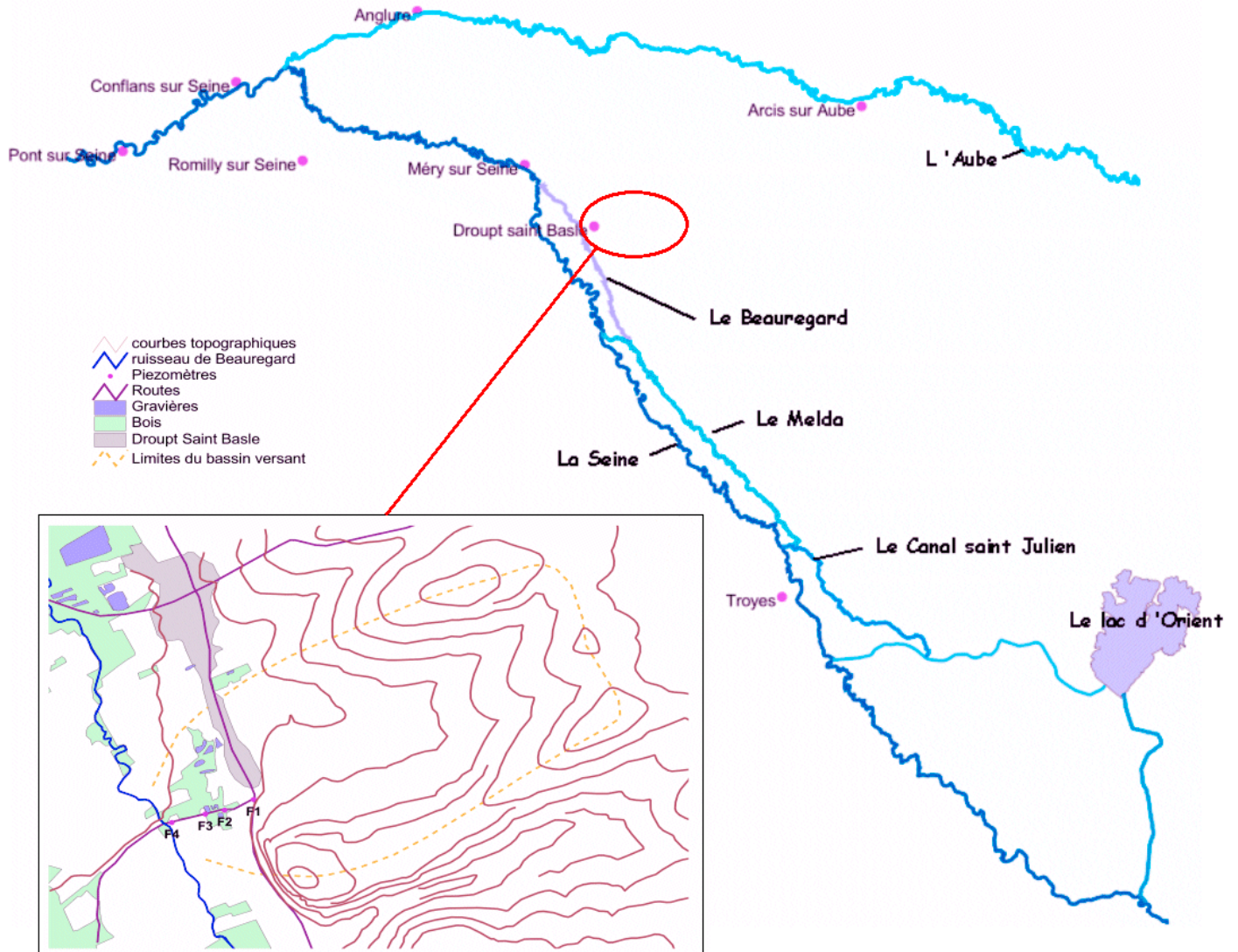
A une échelle locale, nous avons réalisé un suivi hydrologique et géochimique d'une zone riveraine située dans le bassin versant de la Seine à une cinquantaine de kilomètres de la ville de Troyes. La première partie est consacrée à l'étude des résultats obtenus lors de ce suivi, d'avril 2004 à août 2005. L'objectif étant de déterminer les principaux facteurs influençant la dénitrification.

Parallèlement, une approche complémentaire par bilan a été menée à l'échelle des sous-bassins de la Seine. Les teneurs en nitrate mesurées en rivière ont été comparées à des flux de nitrate arrivant aux zones riveraines depuis le bassin versant calculés à partir des sorties du modèle MODCOU / STICS. Le rapport entre les teneurs mesurées et estimées permet de calculer un taux de rétention dans la zone riveraine. La deuxième partie est consacrée à la présentation des résultats obtenus lors de cette approche par bilan. L'objectif étant de réaliser une carte des taux de dénitrification sur la bassin de la Seine afin d'identifier les zones les plus efficaces vis à vis de la rétention des nitrates et de mettre en relation ces taux avec les caractéristiques du bassin versant amont et / ou de la zone riveraine.

## 2. Etude de la dénitrification à l'échelle d'une zone riveraine

### 2.1. Présentation de la zone d'étude

Notre zone d'étude se situe à Droupt Saint Basle dans le bassin versant de la Seine à l'amont de la confluence entre l'Aube et la Seine sur le ruisseau de Beauregard. Ce ruisseau est un ancien bras de la Seine dont le trajet est parallèle à la Seine. Il est soutenu tout au long de l'année par le barrage réservoir du lac d'Orient situé à l'amont de notre zone d'étude. Le Beauregard rejoint ensuite la Seine à l'aval de notre site (**Figure 1**). Notre zone d'étude est équipée de 4 piézomètres (F1, F2, F3, F4) situés le long d'un transect allant des côteaux crayeux au ruisseau de Beauregard. Les piézomètres sont distants d'environ 150 m les uns des autres (**Figure 1**).



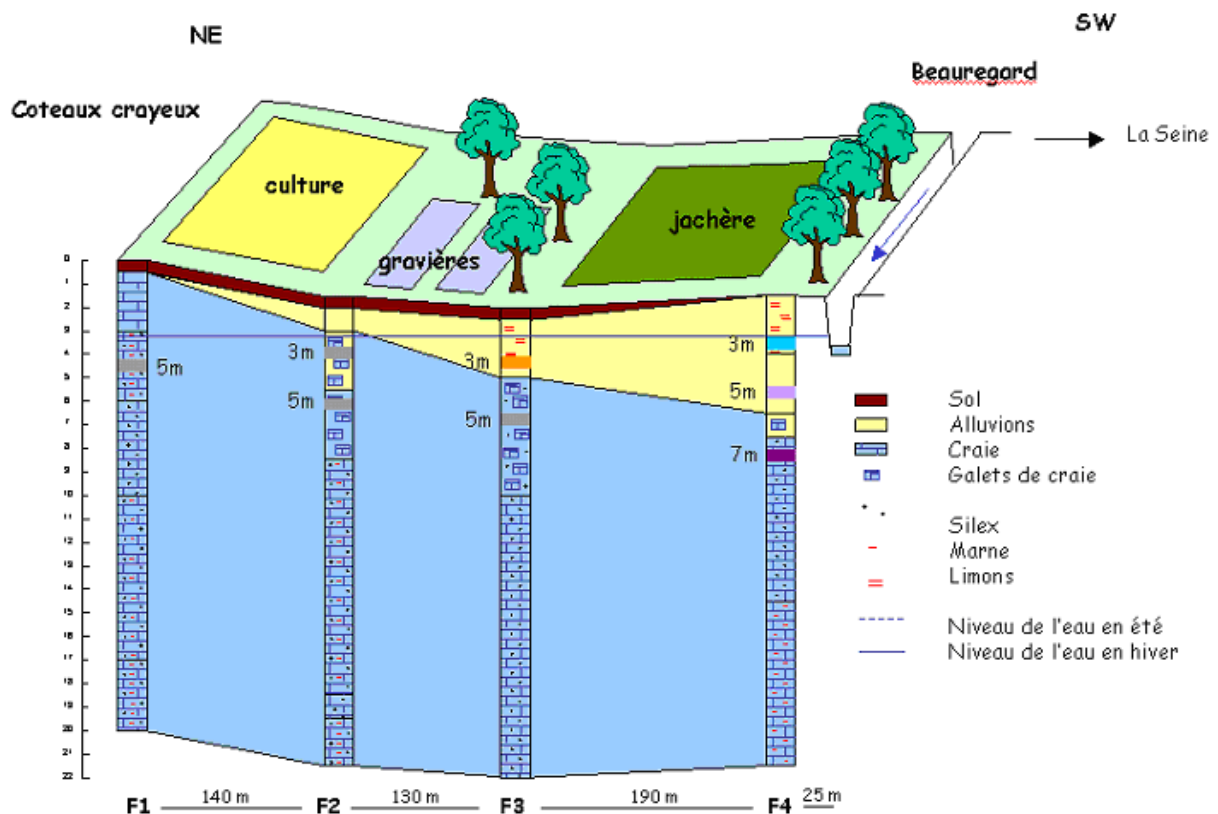
**Figure 1** : carte du réseau hydrographique dans la zone de Droupt Saint Basle (en haut à droite), représentation schématique du bassin versant étudié (en bas à gauche)

Le piézomètre F1 ( le plus éloigné du ruisseau) est entièrement dans la craie. L'épaisseur des alluvions augmente progressivement du piézomètre F2 au Beaugard pour atteindre une profondeur d'environ 6 m au piézomètre F4 (**Figure 2**). D'avril 2004 à août 2005, des mesures et des prélèvements ont été effectués dans le Beaugard ainsi qu'à différentes profondeurs sur les 4 piézomètres. Les profondeurs d'échantillonnage sont mesurées du haut des piézomètres soit à une hauteur d'environ 50 cm au-dessus du sol. Nous avons effectué chaque semaine :

- un prélèvement à 5 m de profondeur pour le piézomètre F1,
- deux prélèvements (à 3 et 5 m de profondeur) pour les piézomètres F2 et F3 et
- trois prélèvements (à 3, 5 et 7 m de profondeur) pour le piézomètre F4.

Les mesures du pH, du potentiel redox, de la température de l'eau, de la conductivité et de l'oxygène dissous sont effectuées in situ. Les analyses des cations et anions majeurs ainsi que de l'alcalinité sont réalisées en laboratoire (par chromatographie ionique), sur les prélèvements d'eau.

Nous limiterons la présentation de nos résultats aux analyses effectuées en F4 et F3 à la profondeur de 3m et à celles de la rivière. Les résultats obtenus dans les autres piézomètres sont extrêmement similaires à ceux du piézomètre F3 à 3m.

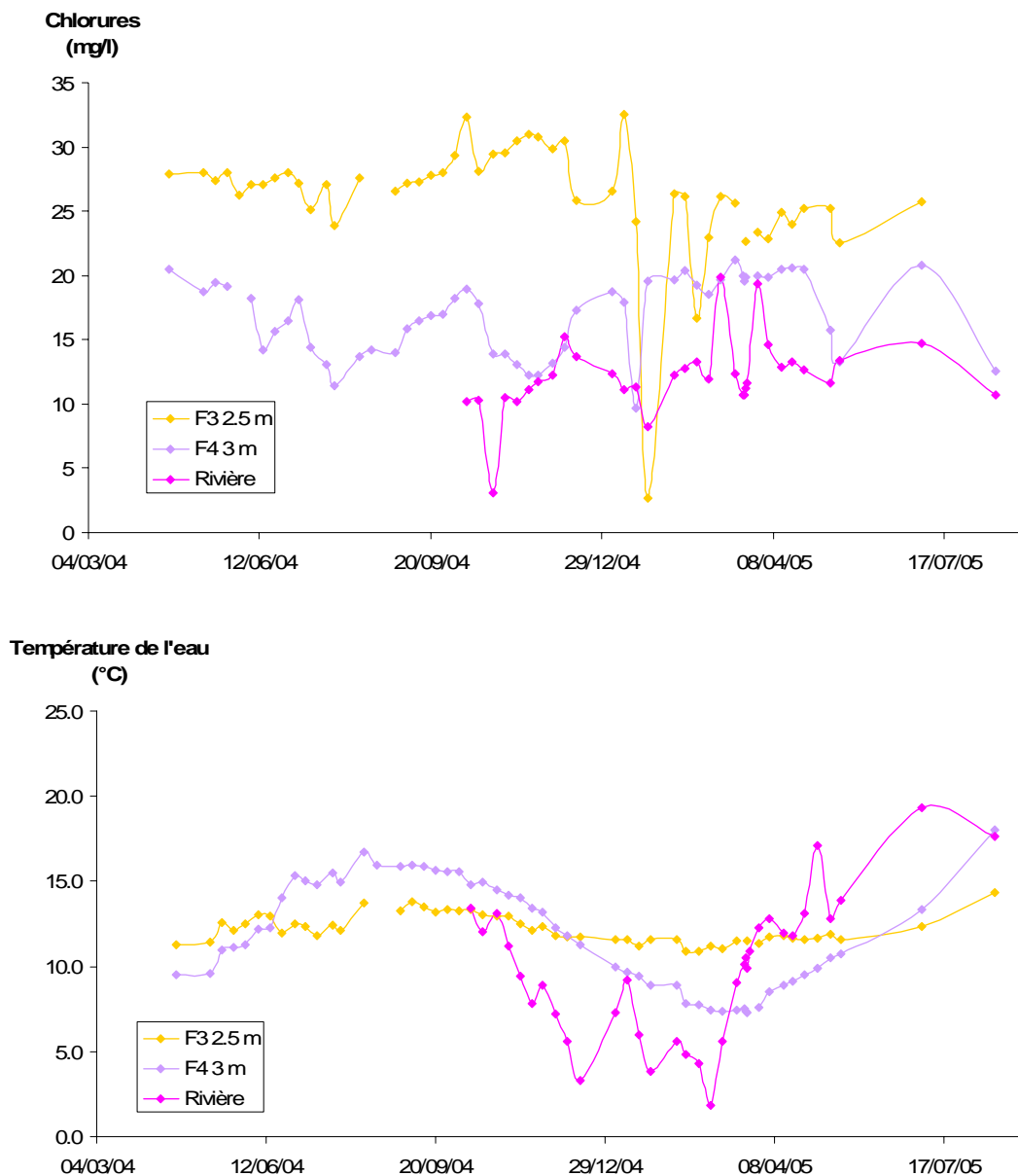


**Figure 2 :** Occupation du sol et géologie du site d'étude

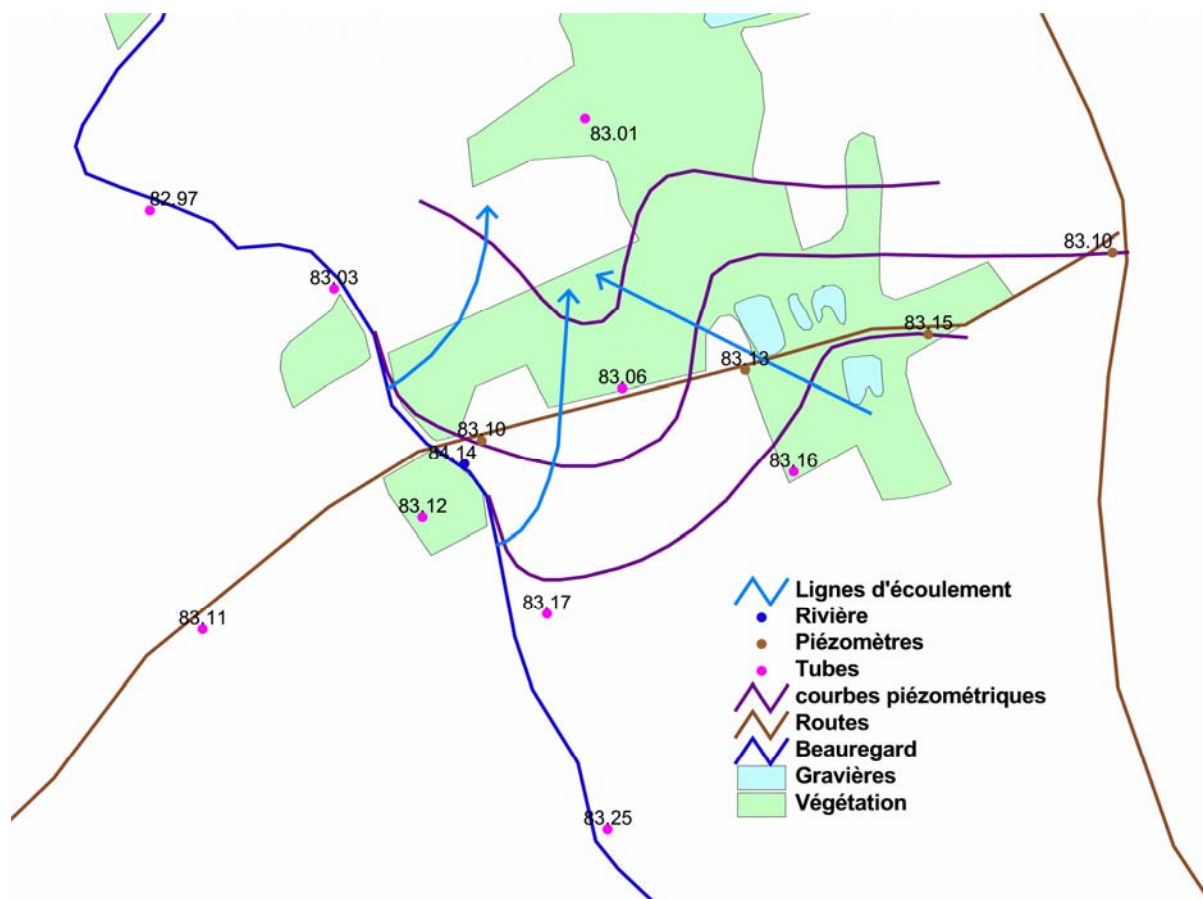
## 2.2. Etude du fonctionnement hydrologique

La **Figure 3a** présente l'évolution de la concentration en chlorure en fonction du temps. Les concentrations au piézomètre F4 sont intermédiaires entre celles du piézomètre F3 et celles de la rivière. Sur la **Figure 3b**, présentant l'évolution de la température durant la période de suivi, on observe un signal saisonnier très marqué pour la rivière. Les piézomètres F3 et F4, pourtant suivis à la même profondeur, présentent des comportements très différents en ce qui concerne la température. En F4 le signal est tamponné par rapport à celui de la rivière mais reste néanmoins très marqué tandis qu'il est très faible en F3. La température en F4 semble, comme les concentrations en Cl<sup>-</sup>, résulter d'un mélange d'eau provenant des coteaux crayeux et de la rivière.

Afin de vérifier cette hypothèse concernant l'alimentation du piézomètre F4 par la rivière, dix tubes permettant le prélèvement d'eau et la mesure du niveau piézométrique ont été mis en place, cette année en mai 2005, dans la zone d'étude. Ces tubes d'une hauteur de 3 m sont enfoncés jusqu'à environ 2.50 m dans le sol. L'alimentation de ceux-ci s'effectuant uniquement par la base, les prélèvements et mesures effectués au niveau de ces tubes concernent l'eau présente à environ 2.50 m sous la surface du sol. Les tubes ainsi que la rivière ont ensuite été nivelés. La **Figure 4** présente la carte piézométrique obtenue à la date du 15/06/2005. La hauteur de l'eau dans la rivière se situe environ 1 mètre au-dessus de celle de la nappe alluviale. Il y a bien une alimentation des piézomètres proche de la rivière par la rivière. On remarque également une zone plus ou moins parallèle à la rivière à environ 50 m qui draine la plaine alluviale en parallèle à la rivière. Cette zone de convergence des lignes d'écoulement, peut-être un paléochenal, a également été mise en évidence par l'analyse géophysique effectuée. Des cartes piézométriques réalisées à d'autres dates, en été, confirment les résultats obtenus.



**Figure 3 :** (a) Evolution de la concentration en Cl<sup>-</sup> (b) de la température dans la rivière et les piézomètres F3 et F4 à 3m de profondeur



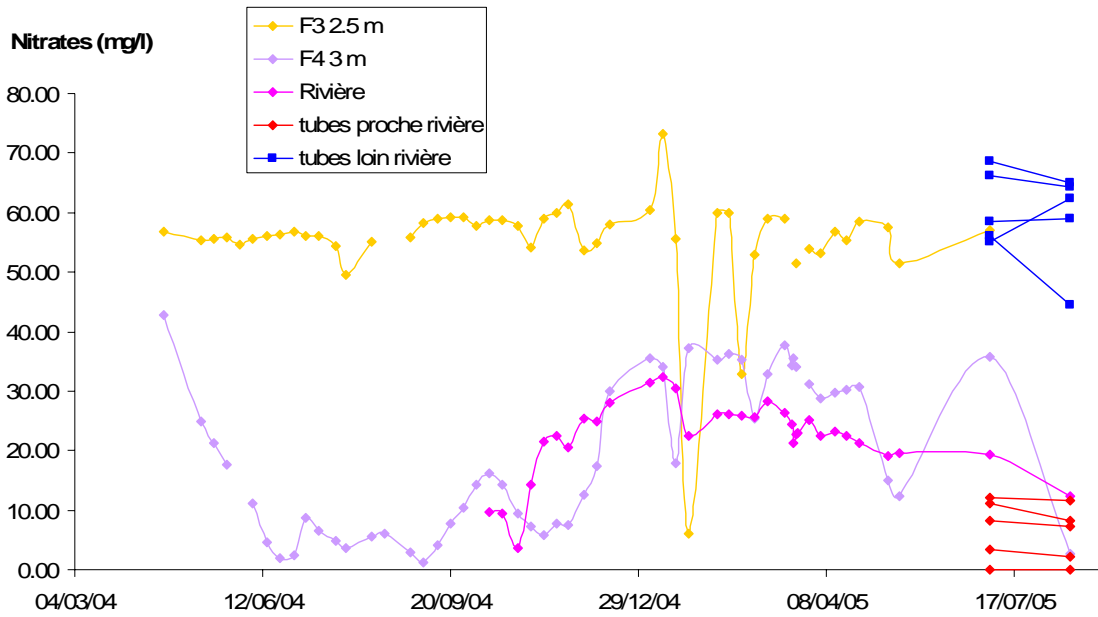
*Figure 4 : Carte piézométrique du 15/06/2005*

### 2.3. Mise en évidence de la dénitrification

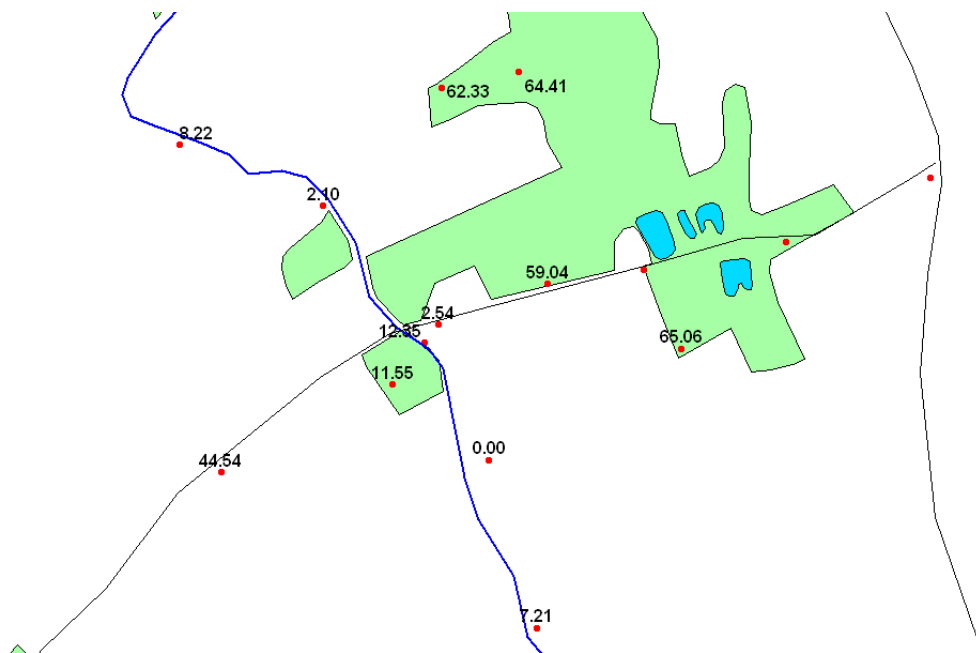
La **Figure 5** présente l'évolution de la concentration en nitrate au cours de la période de suivi. La courbe du piézomètre F3 à 3 m ne montre la présence d'aucun signal. Or le piézomètre F3 est situé après une zone boisée (comparable à celle qui jouxte le piézomètre F4). Nous en déduisons que nos mesures, y compris au piézomètre F4, ne sont pas sensiblement influencées par les prélèvements de nitrate par la végétation.

Le piézomètre F4 à 3 m présente des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  plus faibles que celles observées en F3 quelle que soit la période de l'année. En hiver, les concentrations en F4 sont intermédiaires à celles en F3 et celles de la rivière. Ces valeurs intermédiaires peuvent être imputées au mélange des apports provenant des deux types d'alimentation (côtes crayeux et rivière). On observe une baisse des concentrations en nitrate dans la rivière durant la période estivale. Cette baisse en rivière peut être liée au développement des macrophytes ou à la dénitrification. Le piézomètre F4 présente également un signal saisonnier avec une baisse significative de la concentration en nitrate durant l'été. La concentration en  $\text{NO}_3^-$  en F4 devient alors inférieure à celle de la rivière. Cette baisse n'est donc pas seulement liée au phénomène d'alimentation du piézomètre F4 par la rivière moins chargée en nitrate. L'intervention d'un autre processus permettant d'éliminer les nitrates, la dénitrification, est nécessaire pour provoquer la baisse des concentrations en nitrate en dessous du niveau de celles de la rivière. La **Figure 6** présente les concentrations de nitrate, en été, dans les tubes et piézomètres installés sur la zone d'étude. Les concentrations en nitrate du piézomètre F4 et des tubes proche de la rivière sont toutes inférieures à celle de la rivière, avec un minimum de 0 atteint en sous-bois sur un sol dont l'aspect très foncé révèle un fort contenu en matière organique.





**Figure 5 :** Evolution de la concentration en nitrate dans la rivière et les piézomètre F3 et F4 à 3m de profondeur.

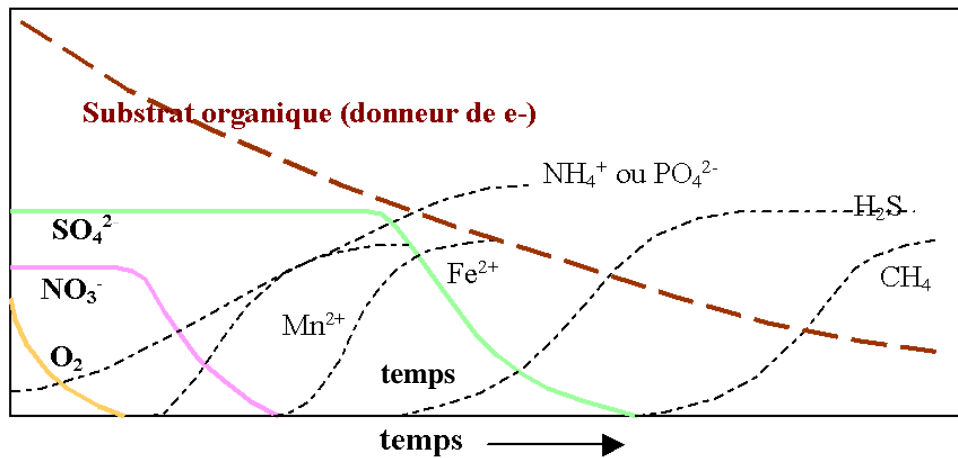


**Figure 6 :** Carte des concentrations en nitrate dans les tubes à la date du 16/08/2005

## 2.4. Les conditions de la dénitrification

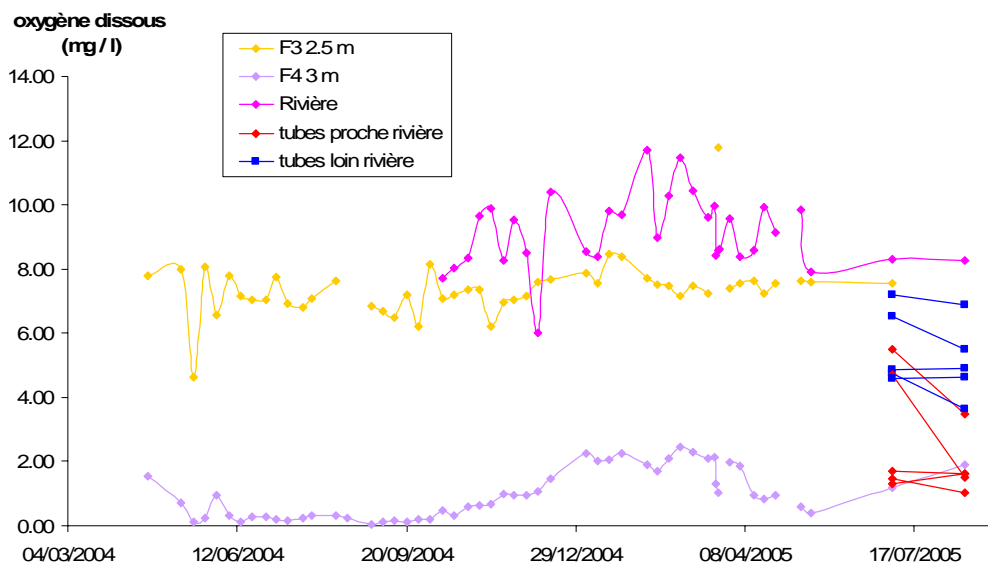
En absence d'oxygène dissous, l'oxygène des nitrates va être utilisé pour oxyder la matière organique. En fait, la dénitrification étant très compétitive vis à vis de la respiration elle est possible même en présence d'une faible quantité d'oxygène dissous, lorsque la teneur en  $O_2$  est inférieure à 2 mg/l. La matière organique va ensuite être oxydée par  $MnO_2$  libérant du  $Mn^{2+}$ . Les nitrates vont alors être réduits pour former du  $NH_4^+$  mais cette réduction des nitrates est en général d'importance mineure en comparaison de la dénitrification. Les oxydes de Fer (III) sont réduits en Fer (II) dissous et puis

$\text{SO}_4^{2-}$  est réduit en  $\text{HS}^-$ . Finalement  $\text{CO}_2$  est réduit en méthane ( $\text{CH}_4$ ). Toutes ces réactions d'oxydoréduction sont accompagnées d'une diminution progressive du potentiel redox (**Figure 7**).

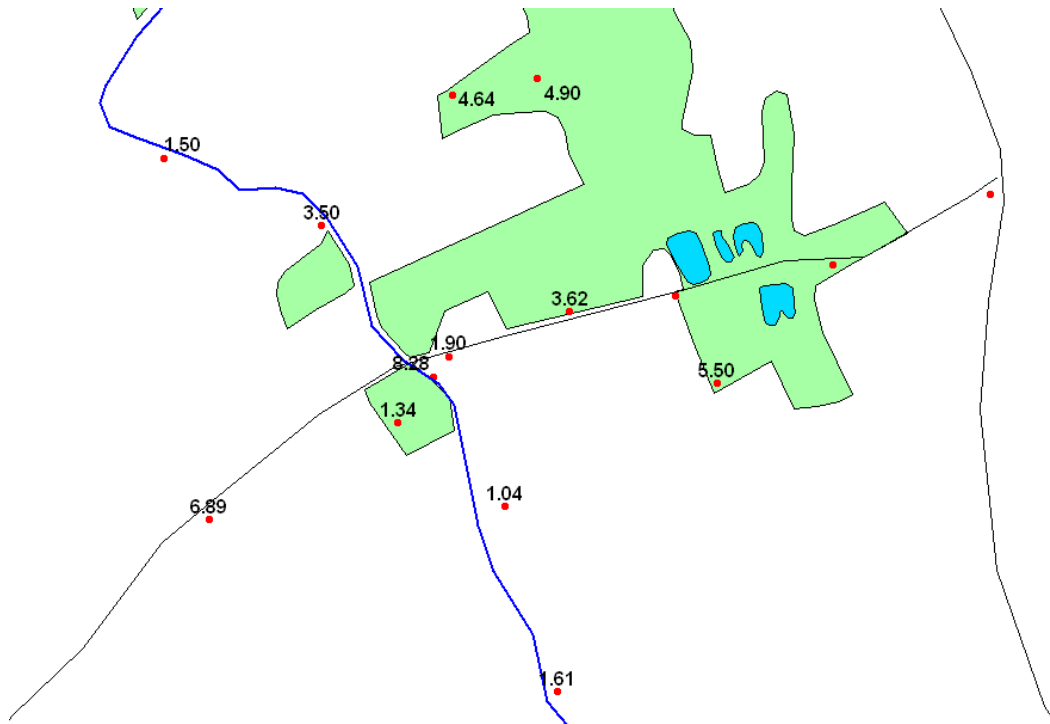


**Figure 7** : Evolution de la concentration relative des différents composés chimiques en fonction du temps (Reddy and D'Angelo 1994)

Sur les **Figure 8** et **Figure 9**, on constate que le piézomètre F4 à 3 m de profondeur ainsi que les tubes proche de la rivière (en rouge), présentant précédemment de faibles concentrations en nitrate, ont de faibles teneurs en oxygène dissous durant la période estivale. Ce qui n'est pas le cas dans le piézomètre F3 à 3 m et dans les tubes plus éloignés de la rivière. L'éloignement à la rivière est corrélé avec la remontée des taux d'oxygène dissous. La zone qui entraîne l'anoxie doit donc être localisée entre la rivière (où les teneurs en oxygène dissous sont élevées) et les lieux de prélèvements proche de la rivière présentant de faibles teneurs en oxygène dissous. L'hypothèse pouvant expliquer ce phénomène est que l'eau de la rivière en s'infiltrant dans les sédiments, pour aller alimenter les tubes et piézomètres proche de la rivière, perd son contenu en oxygène dissous en traversant ces sédiments anoxiques. Les faibles teneurs en oxygène dissous permettent alors au processus de dénitrification de se développer.



**Figure 8** : Evolution des concentrations en oxygène dissous dans la rivière et dans les piézomètre F3 et F4 à 3m de profondeur

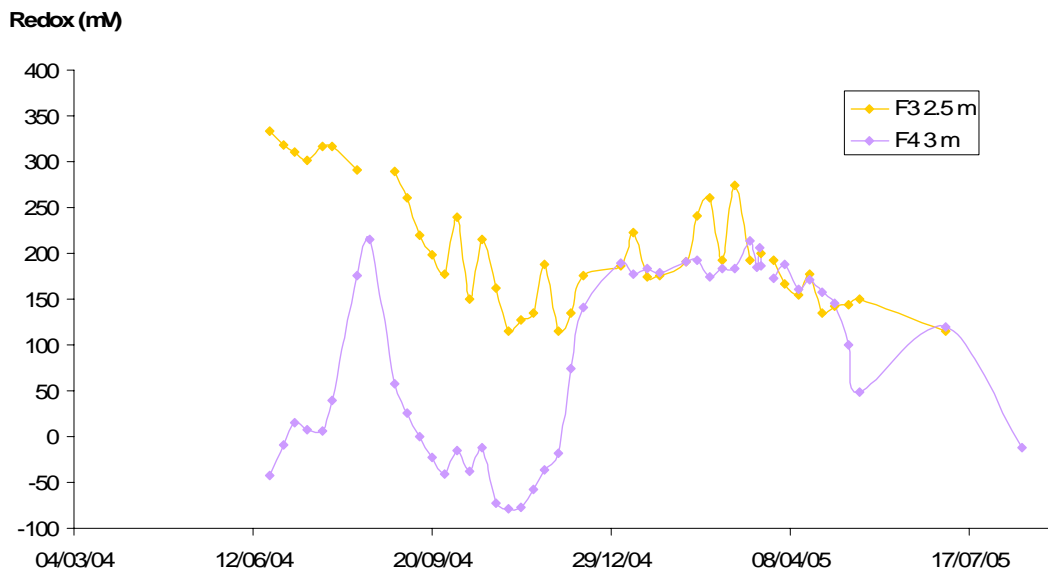
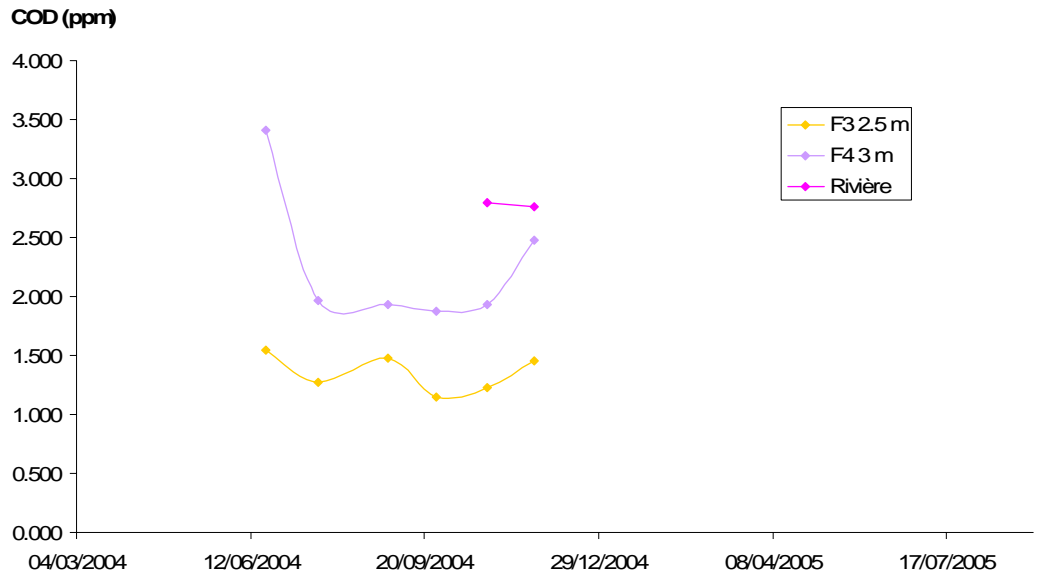


**Figure 9** : Carte des concentrations en oxygène dissous dans les tubes à la date du 16/08/2005

La matière organique est nécessaire à la réalisation de la dénitrification car elle joue le rôle de réducteur (donneur d'électrons). La **Figure 10a** montre des taux en COD (carbone organique dissous) plus importants dans le piézomètre F4 à 3m durant la période hivernale que dans le piézomètre F3. Ceci est compatible avec le fait que la rivière, présentant des taux de COD plus élevés, alimente le piézomètre F4 en carbone organique. Le COD est ensuite fortement consommé en été dans le piézomètre F4.

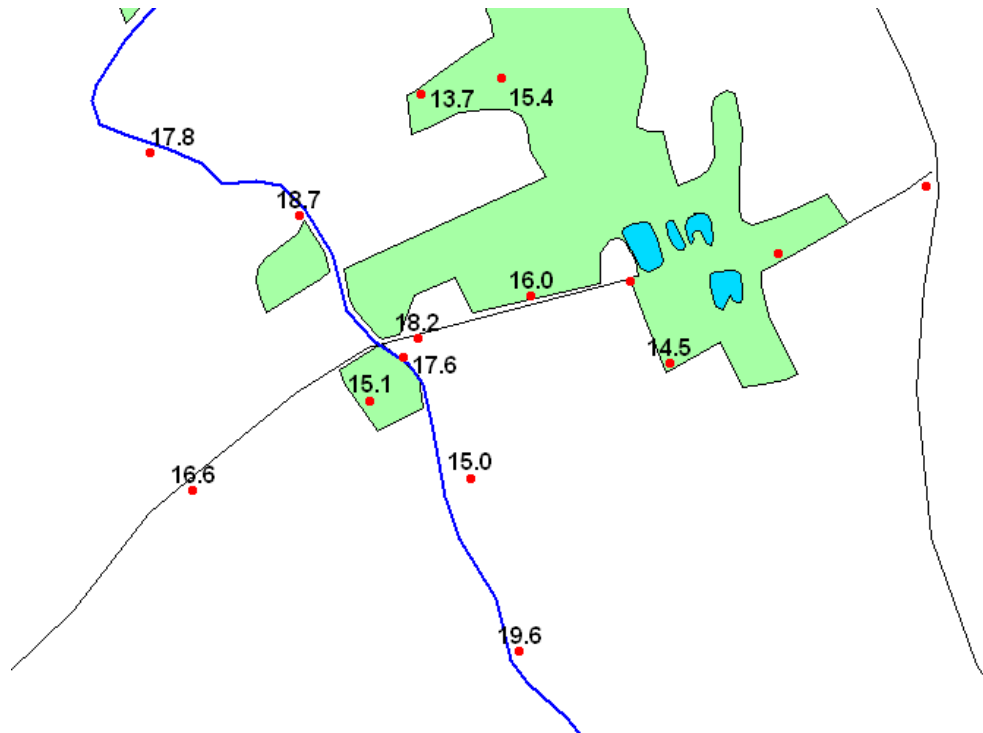
Le processus de dénitrification est accompagné d'une baisse du potentiel redox. La **Figure 10b** montre une forte baisse du potentiel redox sur le piézomètre F4 ; au contraire, aucun signal n'est présent sur les valeurs du potentiel redox du piézomètre F3. Le potentiel redox n'a pu être réalisé dans l'eau des tubes, les valeurs étant modifiées par la présence de l'acier.





**Figure 10 :** (a) Evolution de la concentration en Carbone Organique Dissous (COD) en haut et (b) Evolution du potentiel redox au cours du suivi dans les piézomètre F3 et F4 à 3 m de profondeur

La dénitrification est favorisée par de fortes températures. En effet, des températures élevées activent les cinétiques, comme c'est le cas pour tous les processus biologiques, et limite la diffusion de l'oxygène dissous dans l'eau, en abaissant la valeur de saturation en  $O_2$ . Le piézomètre F4 présente de plus fortes températures que le piézomètre F3 à la même profondeur (**Figure 3b**). Sur la figure 10, on observe que les températures des piézomètres proche de la rivière sont plus élevées à la date du 16/08/2005 que ceux qui en sont éloignés.



**Figure 11 :** Carte des températures de l'eau dans les tubes à la date du 16/08/2005

L'ensemble des mesures indique donc que la rivière semble contrôler le système en permettant l'installation des conditions physico-chimiques favorables à la dénitrification.

## 2.5. Conclusions

Les concentrations en nitrates dans le piézomètre F4 (le plus proche de la rivière) à 3m de profondeur subissent une forte baisse durant la période estivale. De faibles concentrations en nitrate sont également observées en été dans les tubes proche de la rivière. Les piézomètres et les tubes plus éloignés de la rivière ne montrent quant à eux aucun signal saisonnier, les concentrations restant constantes tout au long de l'année. Cette diminution des concentrations en nitrate est accompagnée de faibles teneurs en oxygène dissous, de potentiels redox bas et d'une consommation de COD en parfait accord avec la théorie de la dénitrification. Nous allons prochainement réaliser quelques analyses isotopiques en  $^{15}\text{N}$  afin de vérifier que notre signal présente bien le fractionnement isotopique dû à la dénitrification.

Cette dénitrification est localisée aux abords de la rivière. Le fonctionnement hydrologique et géochimique est piloté par celle-ci. En effet, la rivière étant soutenue par le barrage réservoir du Lac d'Orient situé en amont, elle alimente la nappe alluviale tout au long de l'année, conférant ainsi à la zone riveraine un fonctionnement de zone hyporhéique. La rivière alimente les piézomètres et tubes proche d'elle avec une eau dont la concentration en oxygène dissous est faible, dont la température est élevée et chargée en COD. Ces conditions instaurées par la rivière sont à la base du développement du processus de dénitrification. Cette zone riveraine a un fonctionnement hydrologique très anthropisé et ne peut pas être considérée comme une zone humide naturelle. Cependant, elle a la capacité de dénitrifier les eaux qui la traversent. Ce ne sont pas les eaux provenant des côteaux crayeux qui sont ici filtrées par la zone riveraine mais les eaux de la rivière. Ce fonctionnement n'est probablement pas un cas isolé dans le bassin de la Seine. En effet, la présence des 3 grands barrages réservoirs soutenant le débit de nombreux cours d'eau est un élément qu'il est nécessaire de prendre en compte dans cette étude. On pourrait alors différencier deux types de comportement : celui des zones riveraines de têtes de bassin avec un fonctionnement « typique » où les eaux provenant du bassin versant peuvent être dénitrifiées lors de leur passage dans la zone riveraine et un fonctionnement équivalent à celui étudié lors de ce suivi en aval des barrages réservoirs de la Seine où ce sont les eaux de la rivière qui sont dénitrifiées lors de leur passage dans la zone riveraine.

### **3. Etude de la rétention d'azote à l'échelle des sous-bassins de la Seine**

Le second volet de cette étude s'inscrit à plus grande échelle pour essayer de déterminer les facteurs de contrôle géographiques de l'épuration des nitrates par les zones riveraines. Les zones riveraines amont dont le fonctionnement est « naturel » a-t-il le même comportement vis à vis de l'épuration des nitrates que les zones riveraines aval du bassin de la Seine soutenue par les trois grands barrages réservoirs ? Le potentiel de rétention d'une zone humide est-il lié à la géomorphologie du corridor fluvial (typologie géomorphologique (Gaillard, Amezal et al. 2001)), à son potentiel de saturation (indice topographique (Curie, Ducharne et al. 2003)), au drainage ou encore à l'occupation du sol ?

#### **3.1. Principe des bilans de nitrate**

La concentration en nitrate dans la rivière est le résultat du mélange de deux sources : l'écoulement superficiel et l'écoulement de base modulé par l'effet des zones riveraines. En estimant ces deux flux, il est donc possible d'estimer une concentration théorique (Cth) des flux de nitrate arrivant aux zones riveraines depuis le bassin versant.

$$C_{th} = c_s * e_s + c_b * e_b$$

Avec  $c_s$  : la concentration de surface

$e_s$  : l'écoulement de surface

$c_b$  : la concentration de base

$e_b$  : l'écoulement de base

Le rapport entre la concentration mesurée en rivière (Criv) et celle calculée en entrée de la zone riveraine (Cth) permet d'estimer un taux de rétention d'azote dans la zone riveraine du bassin versant considéré :

$$D = 1 - (Criv / Cth)$$

Ce taux de rétention estimé varie de 1 quand la rétention est totale à 0 quand elle est absente.

#### **3.2. Cadre de l'étude**

Lors d'une précédente étude (Curie, Ducharne et al. 2004), nous avons calculé la concentration théorique en estimant les concentrations de base à partir de mesures en aquifère (données RNDE : Réseau National des Données sur l'Eau), en estimant les concentrations de surface à partir de l'occupation des sols (Corine Landcover) et en séparant le débit mesuré en rivière en écoulement de base et de surface à partir de la géologie.

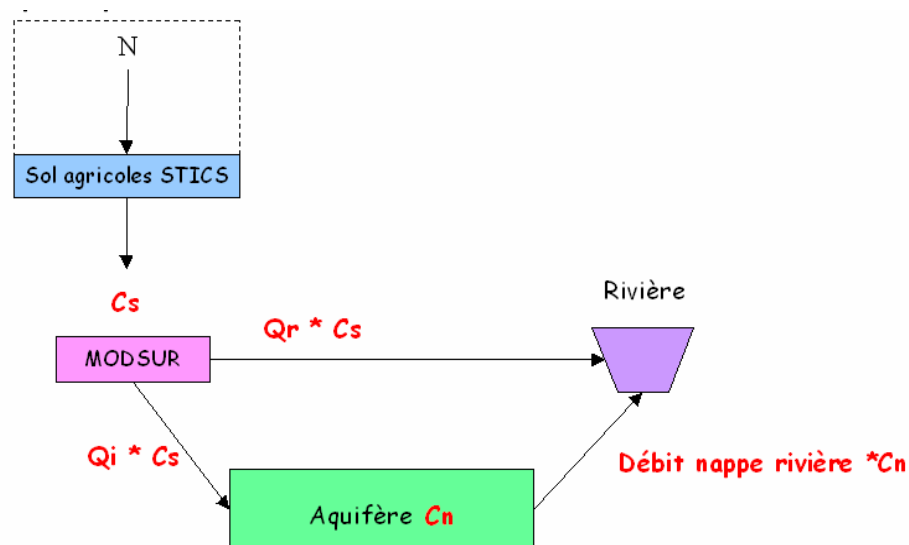
Cette année, nous avons utilisé les sorties du modèle hydrogéologique MODCOU couplé au modèle agronomique STICS pour calculer la concentration théorique. Le calcul est réalisé pour la période 1990-2001 dans 310 stations du réseau RNB (Réseau National de Bassin : mesures de la qualité des eaux en rivière). Les stations RNB retenues lors de ce calcul sont celles présentant au moins 6 valeurs de concentration par an pendant deux ans sur la période 1990-2001.

#### **3.3. Estimation de la concentration théorique à partir des sorties MODCOU / STICS**

Le modèle MODCOU / STICS (Gomez, Ledoux et al. 2000) a été développé au centre d'informatique géologique de l'Ecole des Mines de Paris. Ce modèle a été conçu pour représenter les processus de transfert qui se déroulent dans les sols agricoles et dans le domaine souterrain. Le bassin

de la Seine est représenté par une structure multicouche constituée d'une couche de surface et de 3 couches de formations souterraines ( la Craie, l'Eocène et l'Oligocène).

La **Figure 12** présente les paramètres du modèle MODCOU/STICS utilisés pour calculer la concentration théorique. Le modèle agronomique STICS fournit les concentrations sous-racinaires en nitrate ( $C_s$ ). Les flux de surface provenant du bassin versant et rejoignant la rivière sont calculés à partir de cette concentration sous-racinaire multipliée par le débit de ruissellement fourni par MODSUR. Les flux souterrains correspondent, quant à eux, à la concentration en nitrate dans l'aquifère ( $C_n$ ) multipliée par le débit d'échange entre la nappe et la rivière lorsqu'il y a un aquifère sous-jacent (craie, éocène ou oligocène). Dans la partie est du bassin de la Seine où les aquifères ne sont pas représentés, les flux souterrains sont calculés à partir de la concentration sous-racinaire en nitrate et du débit d'infiltration ( $Q_i$ ).



**Figure 12** : Représentation des paramètres MODCOU / STICS utilisés lors de la réalisation des bilans

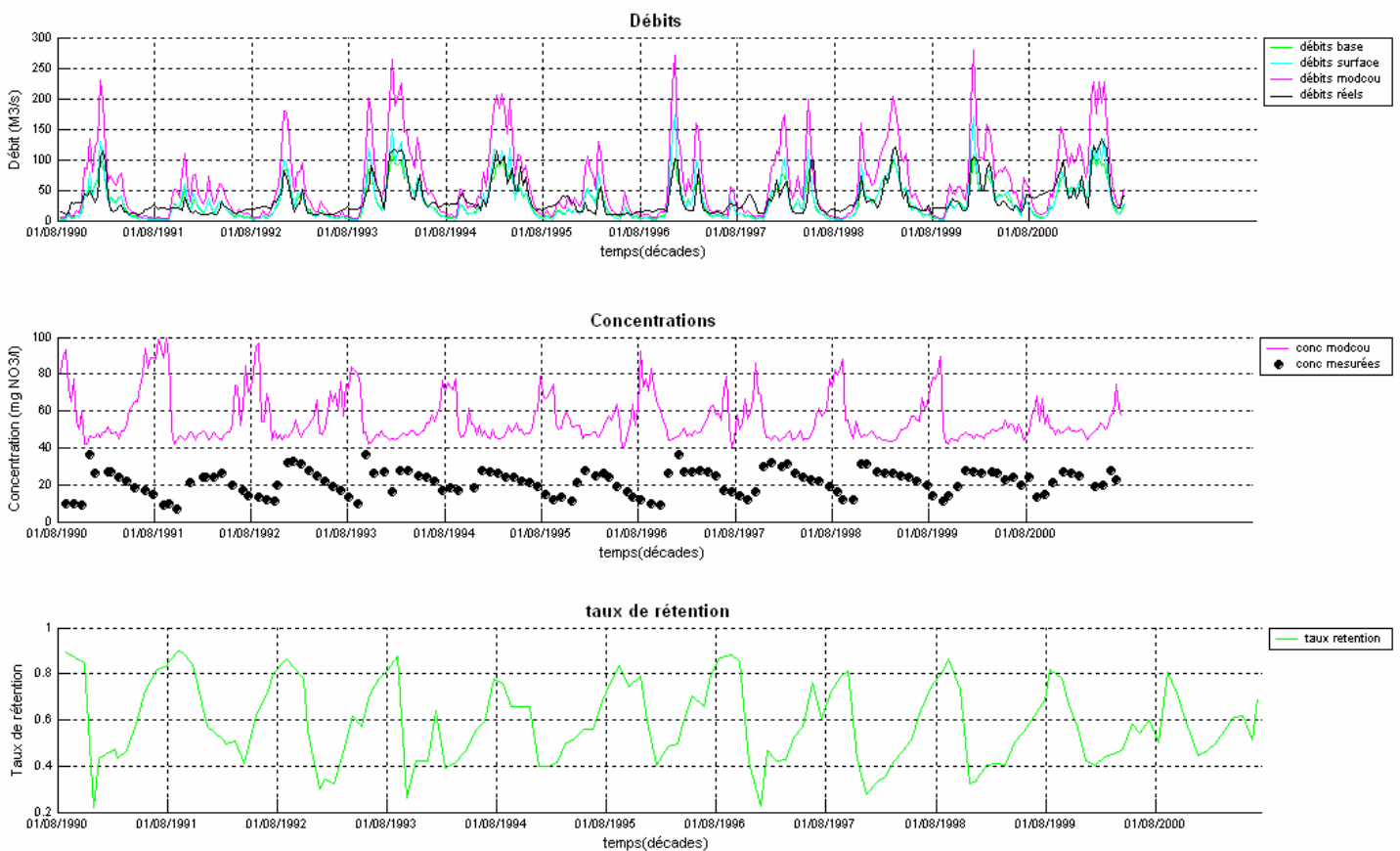
### 3.4. Résultats préliminaires.

A ce stade de l'étude, les résultats obtenus restent très préliminaires. La **Figure 15** présente les taux moyens de rétention calculés sur l'ensemble du bassin de la Seine. Sur les 310 stations étudiées, 16 ont des taux moyens de rétention négatifs, ce qui signifie que la concentration en rivière est supérieure aux apports par le bassin versant. L'explication la plus probable à cette incohérence est la marge d'erreur des simulations STICS / MODCOU, qui peut atteindre 20 mg/l en nappe (Viavattene, Monget et al. 2004). Cette marge d'erreur affecte également les autres estimations.

A l'échelle saisonnière, le signal de rétention semble plus intéressant. La **Figure 13** et la **Figure 14** présentent les débits, les concentrations ainsi que les taux de rétention obtenus par bilans pour deux stations aux comportements différents. Les deux stations sélectionnées, comme la plupart des stations pour lesquelles les bilans ont été réalisés, présentent des débits modélisés surestimés par rapport aux débits mesurés. Une étude est en cours à ce sujet. Les concentrations mesurées en rivière montrent, comme dans la très grande majorité des 310 cas étudiés, un signal saisonnier. C'est également le cas à Méry/Seine (figure 14b) et à Massangis (Figure 15b) avec un maximum de concentration en  $\text{NO}_3^-$  en hiver et un minimum en été. La différence entre ces deux stations concerne principalement la concentration modélisée. A Méry/Seine le signal de concentrations MODCOU est antiphase par rapport à celui de la concentration mesurée, tandis qu'à Massangis les deux signaux sont

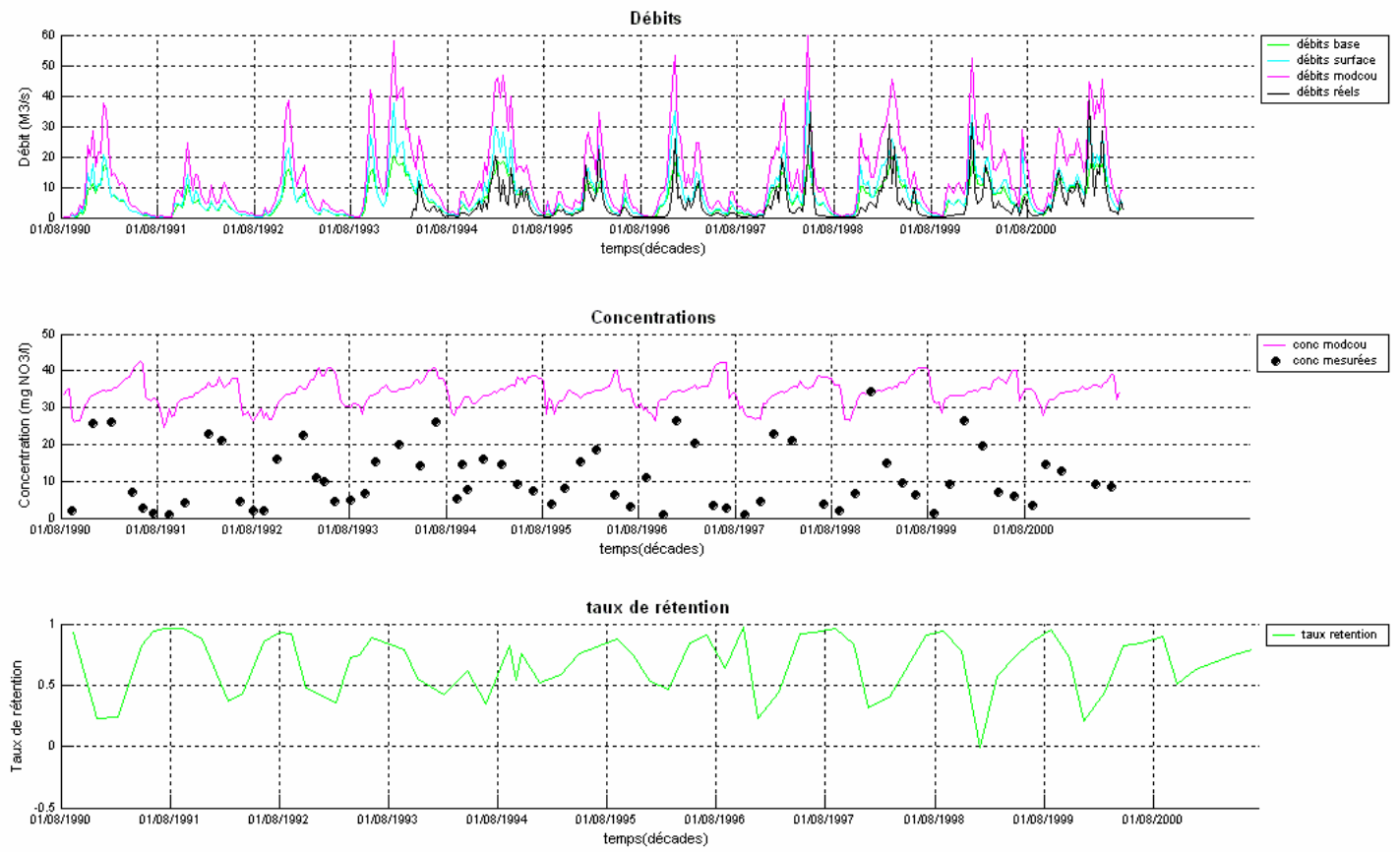
en phase. Dans d'autres stations, la concentration théorique ne montre pas véritablement de variations saisonnières. Ces différents cas de figure pourraient correspondre à des fonctionnements différents concernant la rétention des nitrates. Enfin, pour la plupart des stations observées, les concentrations théoriques sont plus élevées que les concentrations mesurées ce qui permet de calculer un taux de rétention (riparienne). Malgré les différences marquées entre les deux stations pour ce qui concerne les concentrations théoriques, la signature du taux de rétention de ces zones riveraines est très semblable. Le taux de rétention présente dans les deux cas un maximum en été et un minimum en hiver, conformément à la théorie et à ce qui a été observé à Droupt Saint Basle. Il n'existe pas une grande variabilité interannuelle sur ces deux exemples, années sèches et humides semblent avoir des comportements similaires en ce qui concerne la rétention de nitrates.

**BV 6000 : Seine à Méry Sur Seine**  
 taux de rétention moyen = 0.5886



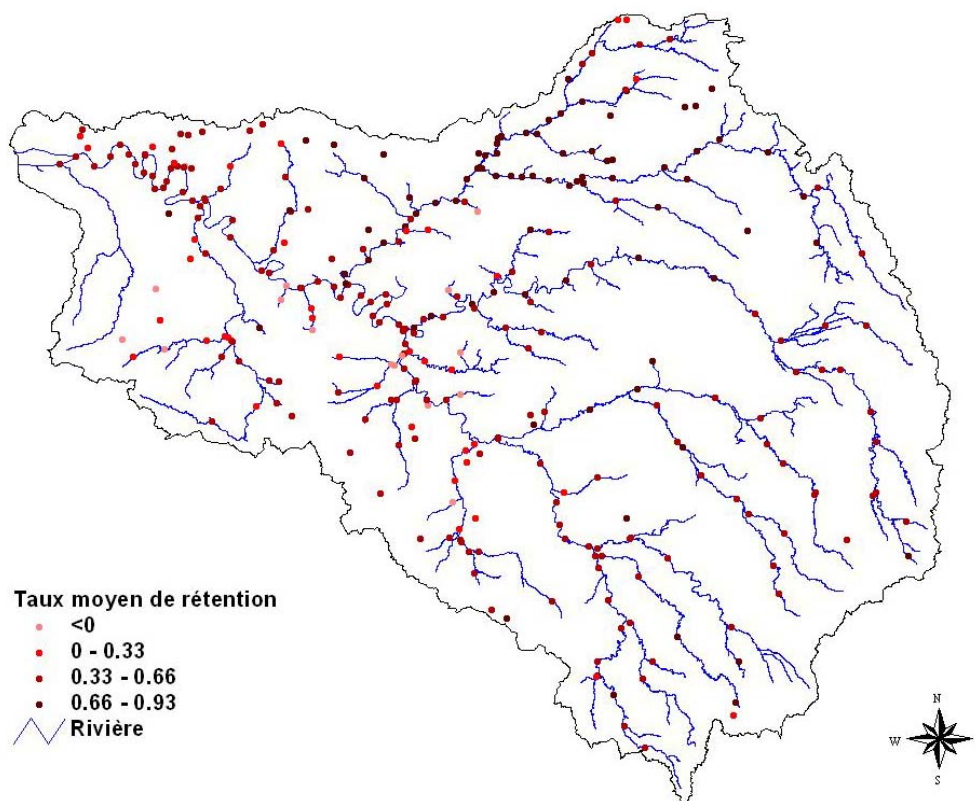
*Figure 13 : (a) en haut : comparaison des débits réels et MODCOU (b) au milieu : comparaison des concentrations mesurées en rivière et MODCOU (c) en bas : taux de rétention pour la Seine à Méry/Seine du 01/08/1990 au 01/08/2001*

**BV 35150 : Serein à Massangis**  
taux de rétention moyen = 0.6826



*Figure 14 : (a) en haut : comparaison des débits réels et MODCOU (b) au milieu : comparaison des concentrations mesurées en rivière et MODCOU (c) en bas : taux de rétention pour la Serein à Massangis du 01/08/1990 au 01/08/2001*





*Figure 15 : Carte des taux moyen de rétention dans le bassin de la Seine*

#### 4. Conclusions

Le suivi hydrologique et géochimique de la zone d'étude de Droupt Saint Basle a permis de mettre en évidence une forte baisse des nitrates durant la période estivale au niveau du piézomètre F4 et des tubes proche de la rivière. Cette diminution des concentrations en nitrate est accompagnée de faibles teneurs en oxygène dissous, de potentiels redox bas et d'une consommation de COD en parfait accord avec la théorie de la dénitrification. Cette dénitrification est localisée aux abords de la rivière. Le fonctionnement hydrologique et géochimique de cette zone riveraine est piloté par la rivière, lui conférant ainsi un fonctionnement de zone hyporhéique. Ces conditions instaurées par la rivière sont à la base du développement du processus de dénitrification dans notre zone d'étude.

Les résultats préliminaires concernant les taux de rétention à l'échelle saisonnière sont plutôt encourageants. Malgré des différences importantes sur les concentrations théoriques calculées à partir des sorties du modèle MODCOU / STICS, la signature du taux de rétention des zones riveraines est très semblable. Dans la plupart des cas, les taux de rétention présentent un maximum en été et un minimum en hiver, conformément à la théorie et à ce qui a été observé à Droupt Saint Basle.

Cette analyse sera poursuivie en 2006, afin (1) d'identifier le meilleur indicateur de la rétention riveraine (moyenne annuelle, valeur estivale, contraste saisonnier) (2) de relier cet indicateur aux caractéristiques du bassin versant amont et / ou des zones riveraines. L'intérêt de ce travail est important puisqu'il permettra de valider les typologies fonctionnelle si l'on arrive à isoler un indicateur de la dénitrification riveraine.

## 5. Bibliographie

Curie, F., A. Ducharne, et al. (2004). Rétention d'azote par les zones humides riveraines. r. P. Seine.

Curie, F., A. Ducharne, et al. (2003). Classification et typologie fonctionnelle des zones humides riveraines à l'échelle du bassin de la Seine : élimination et rétention des nitrates. r. PIREN-Seine.

Gaillard, S., A. Amezal, et al. (2001). Inventaire et fonctions des zones humides dans le bassin de la seine. Scientifiques et décideurs : agir ensemble pour une gestion durable des systèmes fluviaux, Colloque de Lyon.

Gomez, E., E. Ledoux, et al. (2000). Modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine. Rapport du PiREN-Seine 2000. r. d. P. S. 2000.

Reddy, K. R. and E. M. D'Angelo (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. Global Wetlands : Old World and New. W. J. Mitsch, Elsevier Science: 309-324.

Viavattene, C., J. M. Monget, et al. (2004). Contamination nitrique des masses d'eau souterraines. r. P. Seine.