

# Retenir de l'eau dans le paysage rural

Corinne Fesneau<sup>1</sup>, Julien Tournebize<sup>1\*</sup>, Cédric Chaumont<sup>1</sup>, Angeline Guenne<sup>1</sup>, Julien Peschard<sup>1</sup>, Vincent Thieu<sup>2</sup>,  
Paul Passy<sup>2</sup>, Josette Garnier<sup>2</sup>, Gilles Billen<sup>2</sup>

1 CEMAGREF, Unité de recherche HBAN, Antony, France

2 UMR 7619, SISYPHE, CNRS & UPMC, 4, Place Jussieu, 75005 Paris, France

\*julien.tournebize@cemagref.fr

## SOMMAIRE

<b>I. Introduction</b> .....	2
<b>II. Observation d'une zone tampon pilote</b> .....	2
II.1. Présentation de la zone humide .....	2
II.2 Matériel et méthode .....	4
II.2.a Instrumentation .....	4
II.2.b Echantillonnage et analyses au laboratoire.....	5
II.3 Suivi hydrologique .....	5
II.4 Nitrates.....	8
II.4.a. Les nitrates dans la zone humide construite .....	8
II.4.b. Compréhension du système bassin vis-à-vis des nitrates, (phase exploratoire)....	10
<b>III. Processus dans la zone tampon pilote : modélisation, validation</b> .....	11
<b>IV. Scénarios d'implantation d'étang dans le bassin de l'Orgeval</b> .....	13
<b>V. Conclusion</b> .....	17
<b>Références</b> .....	18
<b>Table des illustrations</b> .....	19

## I. Introduction

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau (DCE) impose l'atteinte d'un bon état écologique et chimique des grandes masses d'eau européennes d'ici 2015. L'attribution des aides de la Politique Agricole Commune (PAC) implique la mise en place d'actions locales tendant à limiter le transfert de contaminants d'origine agricole vers les hydrosystèmes. En zone agricole, la pollution diffuse inclut principalement les intrants chimiques (nutriments azotés et phosphorés des fertilisants et produits phytosanitaires). Sur les zones artificiellement drainées, le ruissellement est limité et la majorité des écoulements est concentrée au niveau des exutoires des drains. Les zones enherbées sont les plus répandues mais l'installation de zones humides, bien que peu développée, peut faire partie de ces aménagements. Les zones humides artificielles, à l'échelle de la parcelle ou du bassin versant, ont la capacité de dissiper (dégrader ou transférer dans un autre compartiment (sol, plante, air)) les polluants présents dans les eaux agricoles. Ce rapport fait suite aux travaux antérieurs du PIREN 2007 : "Aménager des zones humides pour épurer les eaux agricoles : quels enseignements tirer de l'existant ?", Sac et al. 2008.

Le rapport présente la modélisation des résultats du suivi d'une étude sur convention AESN-Cemagref dont le titre est " Les zones humides construites et l'épuration des eaux drainées agricoles Suivi d'un site témoin" disponible sur demande à julien.tournebize@cemagref.fr. Une synthèse des résultats est présentée en préambule. Le projet de recherche a pour principal objectif d'évaluer l'impact d'une zone tampon artificielle sur la dissipation des nitrates et pesticides à la sortie d'un collecteur de drainage. Cette action doit être complémentaire d'action dite à la parcelle de réduction des intrants en application des directives nitrate et des résultats du Grenelle de l'Environnement 2007. Les données acquises, en 2008 et 2009 vont permettre d'effectuer une évaluation de l'efficacité de zone tampon humide de type bassin, retenue de stockage des eaux de drainage agricole dans la perspective de limiter les transferts de contaminants d'origine agricole depuis le groupement de parcelles jusqu'au milieu naturel (en l'occurrence le Rû de Bourgogne). L'ensemble du projet Afin de mieux comprendre le fonctionnement hydraulique, écologique, les échanges à l'interface eau-sédiment, le modèle « maragobar » a été appliqué aux données acquises sur la zone humide construite (ZHC). La simulation permet d'explorer le fonctionnement futur des ZHC, et d'optimiser leur fonctionnement. La dernière partie de cette étude introduit les premiers enseignements sur une généralisation de ces aménagements à l'échelle de bassin versant de l'Orgeval pour un possible contrôle de la contamination par les nitrates.

## II. Observation d'une zone tampon pilote

### *II.1. Présentation de la zone humide*

La zone humide artificielle (ZHA) se situe sur la commune d'Aulnoy (77), à proximité du lieu-dit Chantemerle, site intégré au GIS (Groupement d'Intérêt Scientifique) ORACLE<sup>1</sup> (Observatoire de Recherche sur les bassins versants ruraux Aménagés, pour les Crues, les Etiages et la qualité de l'eau.), piloté par le Cemagref (Figure 1).

Cette ZHA, du type petits milieux en eau, stagnants, est située dans le versant entre l'exutoire des collecteurs de drainage et le cours d'eau (Rû de Bourgogne). Elle est donc alimentée par les eaux de drainage issues de parcelles agricoles. D'après les plans de drainage, la superficie totale de ces parcelles est de 35 ha, délimitée sur la figure 2. Les cultures sur ces parcelles sont essentiellement des céréales (maïs, blé), des légumineuses (féveroles, pois) ou bien encore des betteraves ou du colza. La

---

<sup>1</sup> <https://gisoracle.cemagref.fr/>

ZHA est composée d'une mare et d'un bassin (Figure 2). Les bassins de la ZHA ont une surface totale de 3700 m<sup>2</sup> pour un volume de stockage estimé à 8000 m<sup>3</sup>.

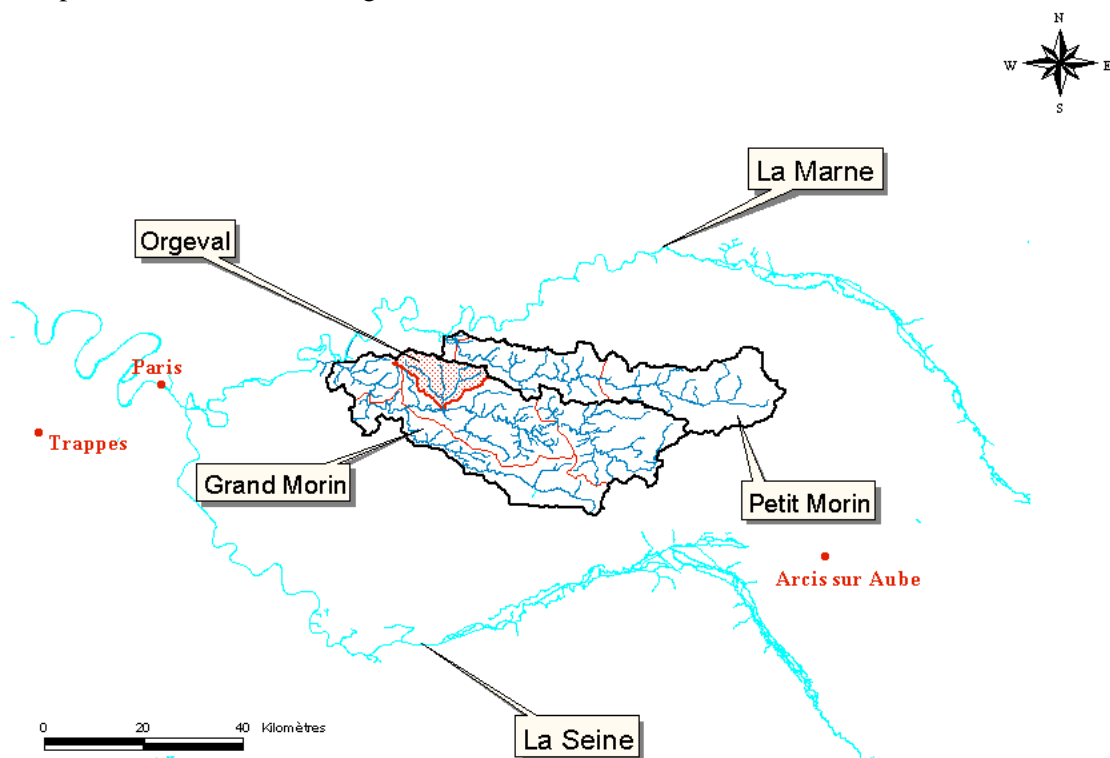


Figure 1 : Localisation du GIS ORACLE et du bassin de l'Orgeval

Les eaux de drainage arrivent au niveau du collecteur principal puis transitent par la mare pour ensuite arriver dans le bassin. La mare est connectée avec le bassin de stockage des eaux par une buse de diamètre 500mm. Le bassin est équipé d'une surverse. En cas de débordement le système communique avec les eaux superficielles du Rû de Bourgogne par cette surverse ( Figure 2).

Dans un premier temps 2005-2008, le suivi de la zone humide se fait avec une cadence de 15 min pour les mesures de débit et avec un échantillonnage tous les 15 jours pour les nitrates, suivi que nous qualifierons de basique. A partir de décembre 2008, un suivi plus intensif et systématique est mis en place.

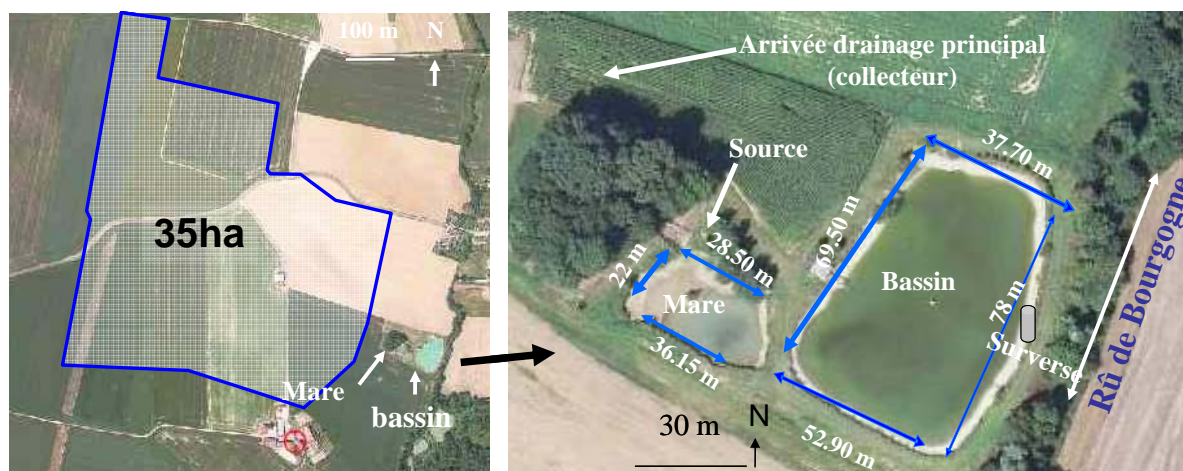


Figure 2: la zone humide artificielle. La ligne bleue délimite les parcelles drainées dont les eaux contribuent à l'alimentation de la zone humide (superficie 35ha).

## II.2 Matériel et méthode

### II.2.a Instrumentation

L'instrumentation se répartit sur 3 sites localisés à l'arrivée du collecteur principal, à l'arrivée de la source et à la surverse du bassin (Figure 3).

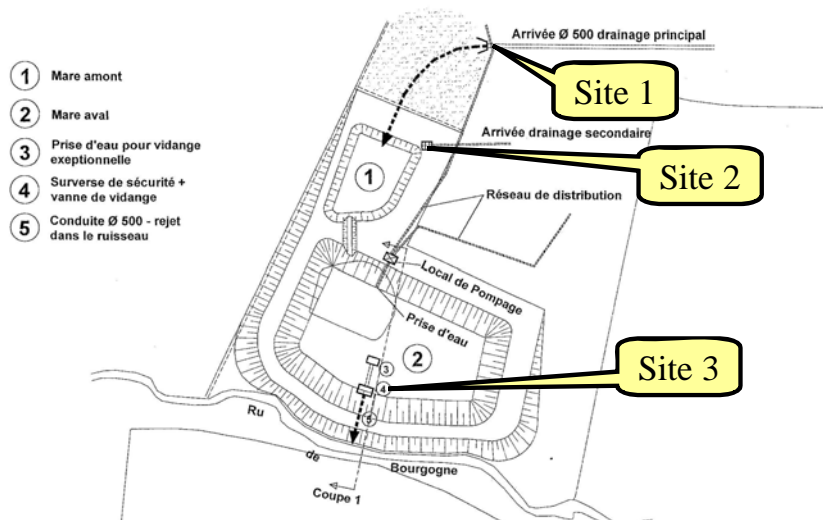


Figure 3 : Répartition de l'instrumentation (sites 1, 2 et 3) sur la zone humide artificielle.

**-Site 1 : Arrivée Collecteur principal 500mm :** Ce site comprend un abri pour la station de mesure, relié à une prise de pression pour le suivi de ligne d'eau par une station automatique (fixe) cadence 15' avec suivi par conductimètre et capteur de pression pour mesure de la ligne d'eau dans la buse (Figure 4). Le point de mesure sur le terrain est situé dans un bac déversoir où baignent une sonde spectrophotométrique de type Scan pour une mesure en "continu" des teneurs en nitrates. Le pas de temps de la mesure est de 15 à 30 min. Les eaux de drainage sont échantillonnées par deux préleveurs automatiques. Le préleveur multi-flacons est assujéti au temps et permet un échantillonnage des eaux de drainage toutes les 15h.

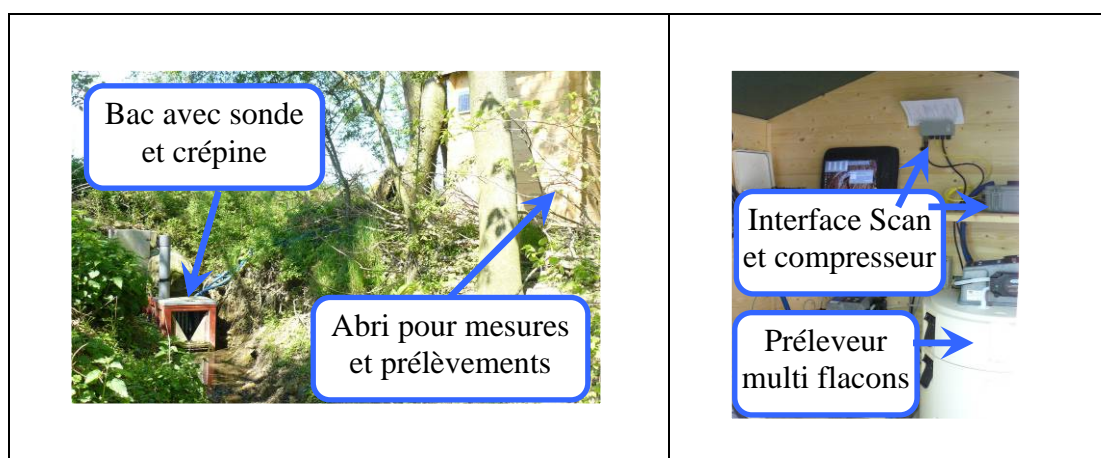


Figure 4 : Instrumentation au niveau du collecteur (site 1)

**-Site 2 : Arrivée de la source (figure 5) :** L'arrivée a été recreusée et équipée d'un daleau de stabilisation et d'un bac déversoir 0-9 l/s / 10°. Une station automatique fixe cadence 15 min avec suivi par conductimètre et capteur de pression mesure la ligne d'eau au bac déversoir et donc le débit de la source. Le suivi de ce point d'alimentation est ponctuel au rythme des visites terrain.



*Figure 5 : la source équipée d'un bac déversoir et la station de mesure.*

**-Site 3 : Surverse du bassin (figure 6):** Un puits 115mm avec flotteur permet le suivi de la conductivité électrique. Une prise de pression dans le bassin est reliée, ainsi que le conductimètre, à une station automatique fixe cadence 15', pour la mesure de la ligne d'eau et donc des variations de stock et du débit de surverse.



*Figure 6 : Surverse du bassin.*

### ***II.2.b Echantillonnage et analyses au laboratoire.***

La stratégie d'échantillonnage est de deux types, d'une part le suivi de base hebdomadaire par échantillonnage composite (proportionnel au volume passé), méthode optimale pour limiter le nombre d'analyses et avoir accès aux flux, et un suivi spécifique ponctuel pour déterminer les processus de transfert à pas de temps fin.

Au niveau du collecteur, les échantillons issus du préleveur multifalcons (prélevés à une cadence de 15h dans des flacons de 1 litre en PP) sont récupérés à une fréquence de 15 jours et sont ensuite transportés et stockés à 4°C au laboratoire avant l'analyse. Une analyse par chromatographie ionique (Dionex) est réalisée sur les anions et les cations. Pour la même analyse des échantillons ponctuels sont pris dans la mare, le bassin et au niveau de la source.

### ***II.3 Suivi hydrologique***

Le bassin versant présente trois périodes hydrologiques caractéristiques des bassins versants drainés d'Europe du Nord-Ouest à savoir (i) une saison d'amorce du drainage en automne, (ii) une saison de drainage intense (SDI) en hiver et (iii) une période de rabattement de la nappe avec des débits plus épisodiques au printemps. On définit ainsi les années "hydrologiques" du 1<sup>er</sup> octobre d'une année au 30 septembre de l'année suivante. Les données météorologiques sont fournies par la station météo France

de Boissy le Chatel située à 5 kilomètres. Les précipitations (P) et l'ETP moyennes sont respectivement de 620 mm et 741 mm pour l'année hydrologique 2008-2009.

Cette année est exceptionnellement basse en termes d'écoulement, liée à une pluviométrie hivernale déficitaire. Le déficit de précipitations en hiver, a entraîné des premiers écoulements qui n'ont commencé que début décembre (figures 7 et 8). La saison de drainage intense s'est produite du 21 janvier au 17 mai 2009. Le volume total drainé fut de 57 mm. Une année hydrologique normale, comme en 2007-2008, se caractérise par des précipitations plus importantes en hiver (novembre, décembre, janvier). Les premiers écoulements commencent dès septembre et la saison de drainage intense en décembre avec un volume total proche de 200 mm.

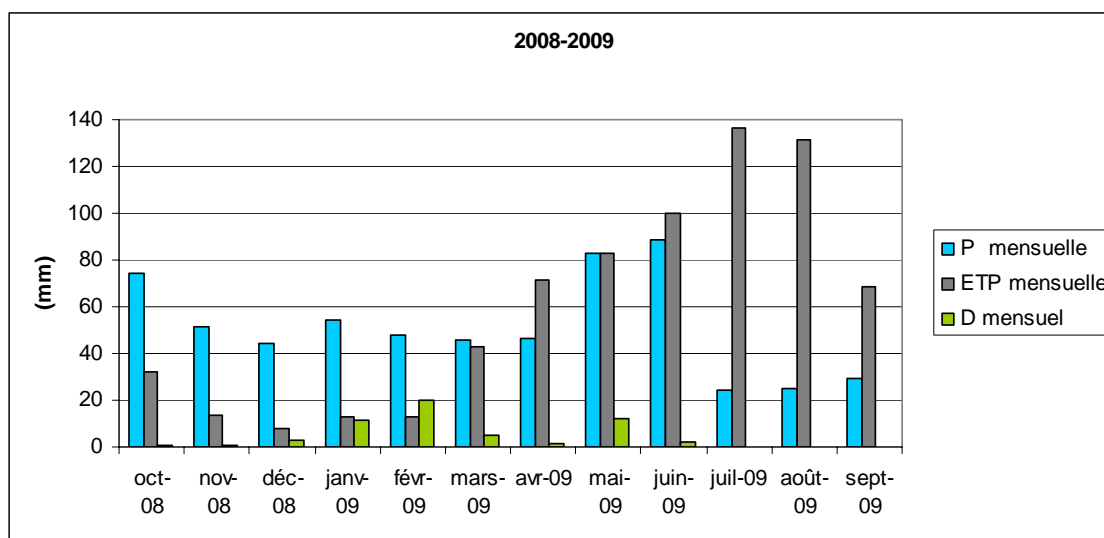


Figure 7 : Pluviométrie, ETP mensuelles et drainage (période octobre 2008/ septembre 2009).

Les écoulements commencent quand P-ETP, calculée à partir du 1<sup>ier</sup> octobre, est proche de 100 mm ce qui correspond à la recharge de réserve utile du sol (figure 8). Pendant l'année 2008-2009, la valeur théorique de l'excès d'eau pendant la période de drainage hivernale (P-ETP) est de 160 mm, ce qui est supérieure au drainage mesuré (53,5 mm).



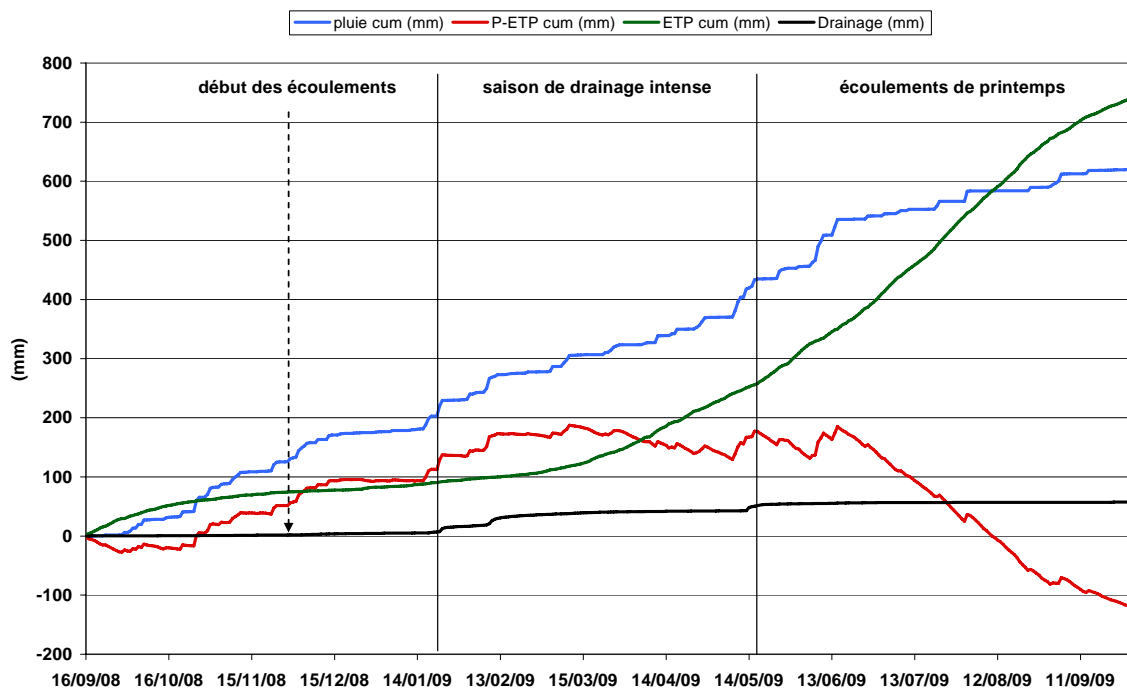


Figure 8 : Bilan climatique 2008-2009 cumulé précipitations, ETP, P-ETP) en mm, station météorologique de Boissy, et drainage mesuré au niveau du collecteur (site 1).

Pour conclure, il est possible de faire un bilan des entrées et sorties dans la zone humide (figure 9). Les volumes d'eau sont exprimés en  $m^3$  avec une correspondance en millimètre. Les précipitations correspondent à la pluie qui est tombée au dessus de la zone humide construite. Les valeurs en millimètre de la source ont été calculées en considérant une surface de 35 hectares correspondant à la surface des parcelles drainées.

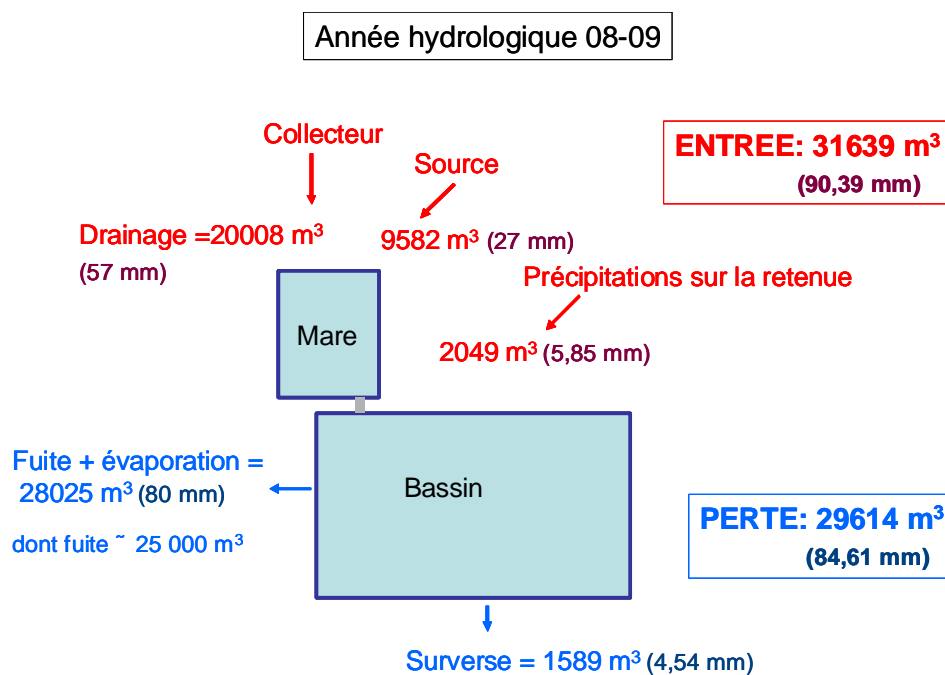


Figure 9 : Bilan hydrologique de la zone humide pour une année sans irrigation (2008-2009). Les valeurs en millimètres sont rapportées à la surface du bassin versant (35ha).

Le débit de la source, quoique permanent (moyenne de 0.31L/s), est inférieur à celui du collecteur quand celui coule. En termes de bilan, la source participe à 27 mm par an, pour un volume drainé moyen annuel de 57 mm. Pour l'année 2008-2009, les différences entrées moins pertes valent 6,4%, ce qui est négligeable au niveau du calcul total du bilan hydrique et en considérant les incertitudes liées aux appareils de mesure.

Au niveau bilan hydrologique de la zone humide, si on additionne la surverse (qui a lieu à la fin de l'hiver et début du printemps) et les pertes par les fuites (qui ont lieu toute l'année), on obtient un retour au milieu récepteur (le Rû de Bourgogne) de 90% des entrées. Cette restitution se fait donc de façon décalée dans le temps : le remplissage du bassin engendre un retard de la surverse pendant les premiers écoulements d'automne ; pendant l'hiver, les entrées sont identiques aux sorties, montrant un fonctionnement similaire à un bassin tampon ; pendant l'été, la fuite soutient l'écoulement du Rû, avec un débit de 0,11/s pour 35 ha.

## II.4 Nitrates

### II.4.a. Les nitrates dans la zone humide construite

La figure 10 présente les résultats des nitrates des échantillons ponctuels de fin 2005 jusqu'à présent et issus du préleveur multiflacons pour le collecteur à partir de décembre 2008. En parallèle sont présentés les débits à la sortie du collecteur en L/s. Les teneurs de la source varient entre 40 et 80 mg/L avec une moyenne de 63 mg/L, quelle que soit la période de l'année. Les concentrations en nitrate à la sortie du collecteur sont proches de celle de la source et semblent assez constantes pendant et hors des saisons de drainage.

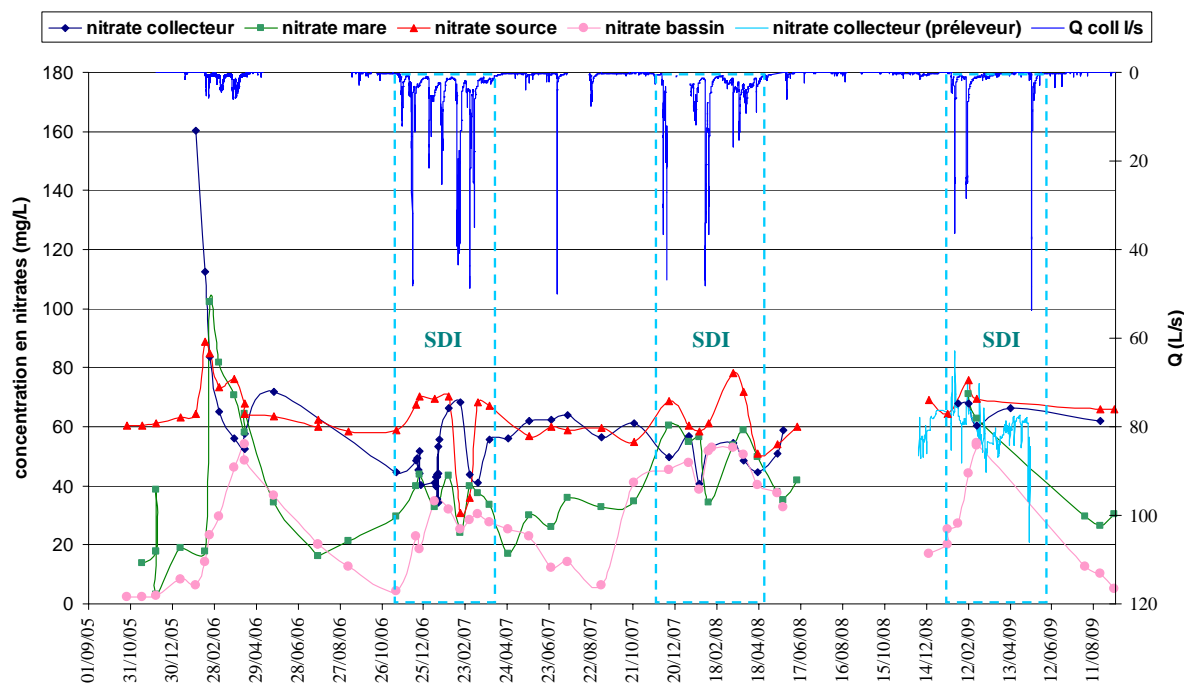


Figure 10: Evolution des teneurs en nitrate (en mg/l) dans les différents compartiments de la zone humide. Comparaison avec le débit du collecteur (en l/s).



Dans la mare, les concentrations en nitrate sont plus faibles (moyenne de 40 mg/l). Les concentrations diminuent hors des saisons de drainage, pouvant devenir inférieures à 20 mg/L. Dans le bassin, les teneurs en nitrates sont nettement inférieures aux concentrations à l'entrée du système. De plus, on observe une diminution de ces valeurs hors des saisons de drainage avec un minimum à 3 mg/L. Au début de l'étude en 2005, des teneurs en nitrates supérieures à 80 mg/l étaient mesurables à l'entrée de la zone humide (collecteur, figure 10). De telles concentrations ne sont plus observées aujourd'hui grâce aux pratiques agricoles raisonnées, mises en place volontaire par l'agriculteur (palier des concentrations des eaux de drainage à 60 mg/L).

Pour conclure sur les quatre campagnes de mesure, une diminution moyenne des teneurs en nitrate entre l'entrée et la sortie de la zone humide est évidente. En effet, une moyenne de 57 mg/L est mesurée au niveau du collecteur, dans la mare les valeurs moyennes passent à 40 mg/L puis à 27 mg/L dans le bassin (Tableau 1).

Tableau 1: Comparaison des teneurs en nitrates dans la zone humide d'octobre 2005 à septembre 2009

	ENTREE		Mare	SORTIE
	Source	Collecteur		Bassin
Moyenne (mg/L)	63.90 ±20	<b>56.91 ±19</b>	39.07 ±20	<b>27.00 ±16</b>
Minimum (mg/L)	30.91	<b>34.49</b>	3	<b>2.20</b>
Maximum (mg/L)	88.63	<b>160.20</b>	102.20	<b>54.41</b>

L'année hydrologique 2008-2009 s'est caractérisée par 1985 kg de nitrates entrant dans la zone humide artificielle et moins de 1000 kg en sortie (fuite et surverse). Le passage de l'eau de drainage agricole au travers de la zone humide construite entraîne une diminution d'environ 50 % des quantités de nitrates.

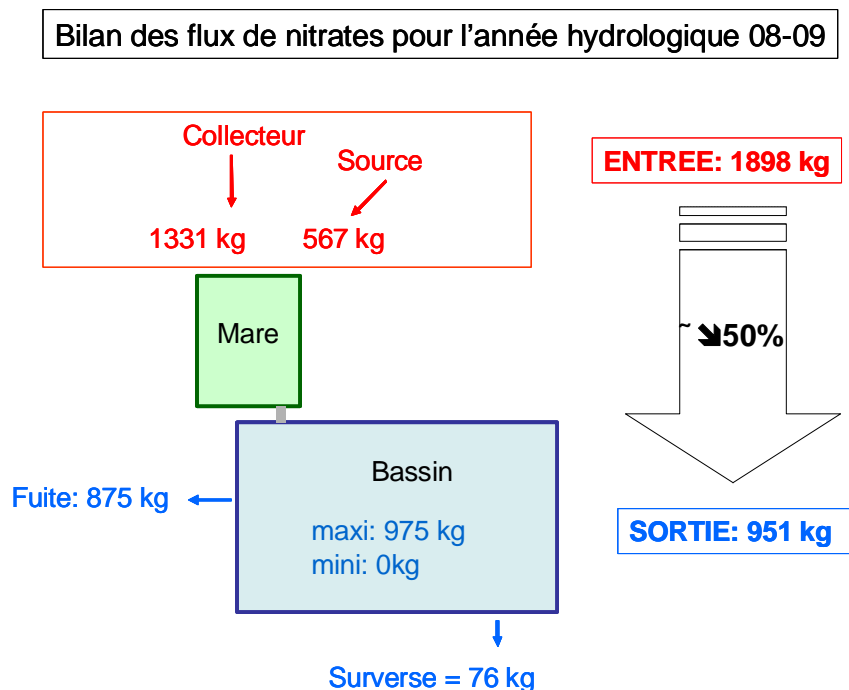


Figure 11: Bilan des flux de nitrates pour la zone humide de décembre 2008 à octobre 2009

### II.4.b. Compréhension du système bassin vis-à-vis des nitrates, (phase exploratoire)

Afin d'étudier la variabilité du bassin à sa surface et en profondeur vis-à-vis des paramètres physico-chimiques, nous avons effectué au mois de juin 2009 les mesures suivantes : concentrations en nitrates, pH, carbone organique total, la concentration en oxygène dissous, la conductivité, turbidité, avec une sonde Scan, un oxymètre et un pHmètre. En surface, le bassin a été quadrillé avec un pas de 10 m, et un pas de 0,5 m en profondeur. Ainsi 175 points de mesures ont été effectués dans le bassin. Au mois de juin, la hauteur d'eau maximale dans le bassin était de 3m20 (figure 12).

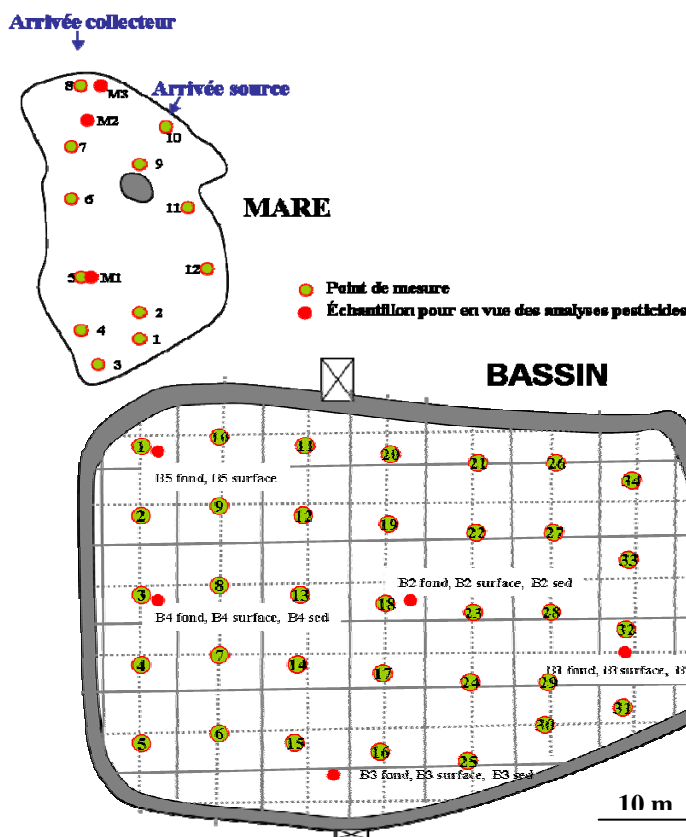


Figure 12: Quadrillage utilisé pour les mesures du 23 juin 09. Position des points de mesures et de prélèvement.

Quelques prélèvements ont également été effectués dans la mare, de façon aléatoire, mais aussi à la sortie de la source, du collecteur et dans le ruisseau. Les mesures ont été effectuées au laboratoire avec le même appareillage.

Le bassin et la mare se caractérisent par un pH proche de 8. Ce pH est cohérent avec le substratum géologique carbonaté de la zone d'étude. Les concentrations en carbone organique dissous dans la mare et dans le bassin sont proches de 2,4 mg/l.

Les teneurs en nitrate dans la mare varient de 46,96 mg/l à 51,39 mg/l. A cette date, dans le rû de Bourgogne, les concentrations sont de 47,18mg/l. Le collecteur et la source ont des teneurs en nitrates similaires proches 60 mg/l.

La plus grande de variation est observable dans le bassin avec des teneurs comprises entre 27 et 41,20 mg/l (figure 13). Il apparaît que sous 2 m d'eau une diminution des teneurs en nitrate est observable, pouvant atteindre 25% par rapport à la surface (annexe 1). La réduction des teneurs en nitrate est corrélée à une baisse des teneurs en oxygène dissous, qui deviennent inférieures à 4 mg/l.

L'hypothèse la plus probable pour expliquer la diminution des teneurs en nitrates à l'interface eau-sédiment est la dénitrification benthique. Le manque d'oxygène dans le milieu contraint les bactéries à trouver une autre source d'oxygène pour leur respiration, comme les nitrates. De plus, au mois de juin, les températures mesurées, proches de 20°C, sont également favorables à la dénitrification.

Les mesures confirment la diminution des teneurs en nitrates entre l'entrée du système et la sortie de la zone humide. De plus, les teneurs dans le bassin (moyenne: 40,19±3.23 mg/l) sont également inférieures aux concentrations dans le ruisseau (Rû de Bourgogne, 47,18 mg/l), attestant du rôle non négligeable de la zone humide.

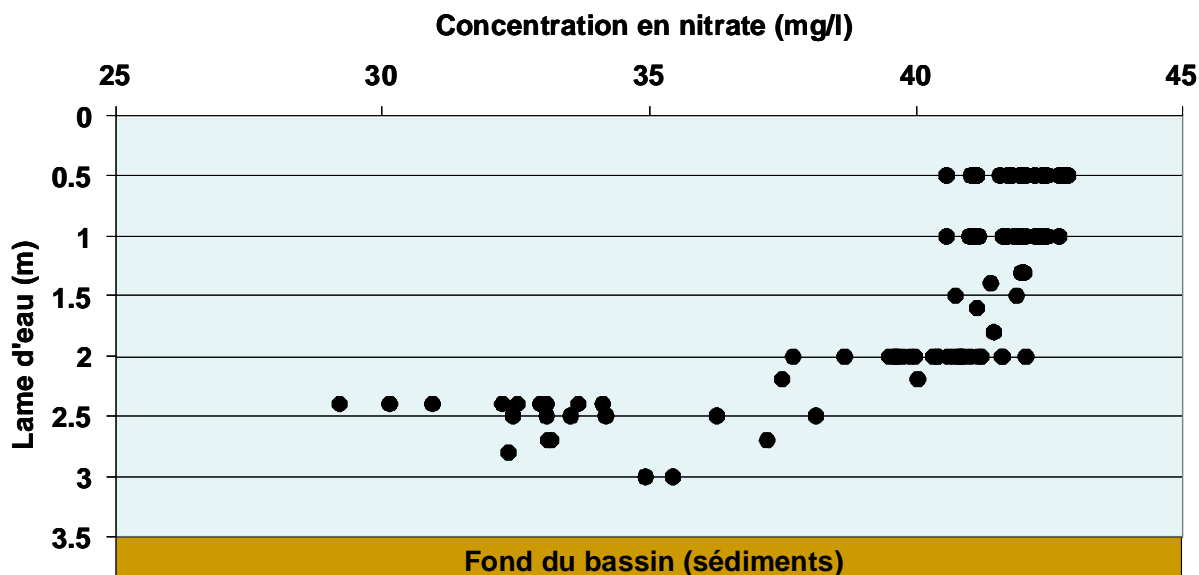


Figure 13: Concentration en nitrates dans le bassin en fonction de la profondeur (mesures du 23 juin 2009).

### III. Processus dans la zone tampon pilote : modélisation, validation

L'objectif de la modélisation est de vérifier que l'abattement des nitrates observé dans les bassins de la ZHC est compatible avec notre connaissance des processus de dénitrification dans les sédiments.

Les hypothèses du modèle de comportement hydrologique d'un modèle de milieux stagnants de Type Barman (Garnier & Billen, 1993 ; Garnier et al., 2000; Thieu et al., 2007) ne permettent pas actuellement une application aux conditions de fonctionnement de la mare. Il a donc été décidé de se limiter à une modélisation plus simple du fonctionnement de l'ensemble mare-bassin basée sur les hypothèses suivantes :

- Les flux d'eau d'entrée dans la mare mesurés sont imposés, ainsi que le volume des deux ouvrages, tels que déduits de la mesure du niveau d'eau. On en déduit, jour par jour, les débits de sortie de la mare qui sont aussi les débits d'entrée dans le bassin, et les débits de sortie du bassin.

- La surface des deux ouvrages est supposée constante (on suppose une forme parallélépipédique des deux ouvrages). La profondeur varie donc proportionnellement au volume.

- La concentration en nitrate du flux d'entrée, variable au cours du temps, est imposée.

On suppose que la dénitrification a lieu entièrement dans le sédiment à un taux constant au cours de l'année, différent dans la mare et le bassin.

Les taux de dénitrification testés sont dans la gamme observée dans les cours d'eau et milieux stagnants annexes du bassin de la Seine, et simulés par le modèle Sénèque : soit de 5 à 25 mgN/m<sup>2</sup>/h (Billen et al., 2007 ; Thouvenot et al., 2009).

La figure 14 montre les résultats de la meilleure simulation de la concentration en nitrates dans la mare et le bassin comparés aux observations entre 2007 et 2009. Un accord raisonnable avec les

observations s'obtient pour des valeurs de taux de dénitrification benthique de 10 mgN/m<sup>2</sup>/h pour la mare et 5 mgN/m<sup>2</sup>/h pour le bassin.

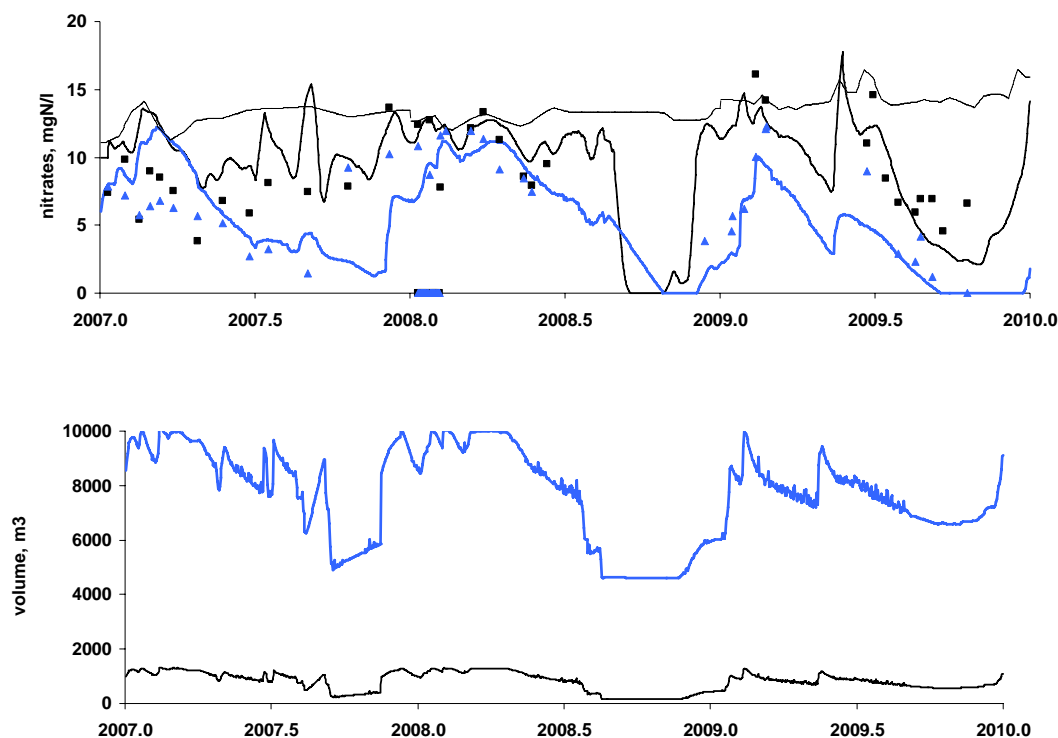


Figure 14: simulation de la concentration en nitrates comparés aux observations entre 2007 et 2009 dans la zone humide construite (type bassins en eau).

En faisant varier la surface des deux ouvrages (en maintenant le volume inchangé), on peut tester l'effet de la profondeur sur l'abattement moyen des nitrates.

Les résultats sont rassemblés dans la figure 15, qui montre qu'une faible profondeur est un facteur favorable à l'abattement des nitrates.

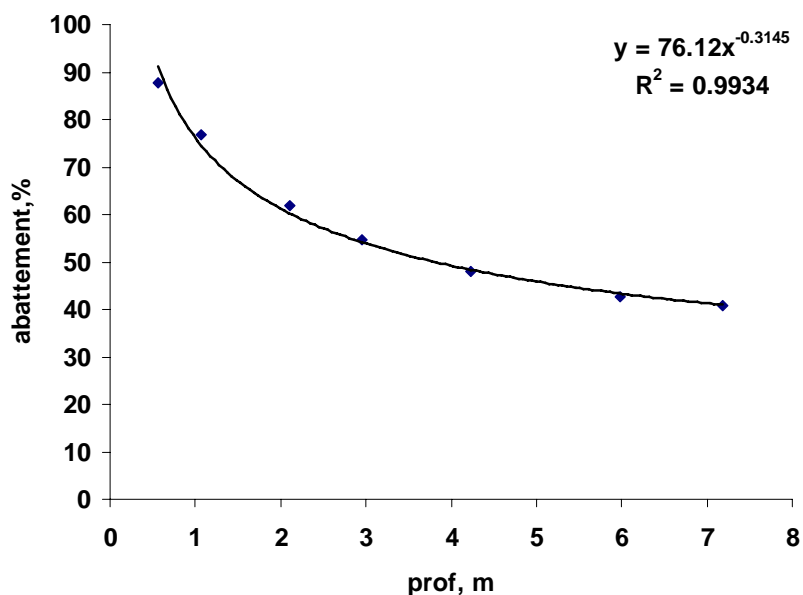


Figure 15: Effet de la profondeur, avec un volume constant, sur l'abattement moyen des nitrates dans la zone humide construite (type bassins en eau).

## IV. Scénarios d'implantation d'étang dans le bassin de l'Orgeval

Le modèle Seneque/Riverstrahler a été ici utilisé à l'échelle du bassin de l'Orgeval afin d'explorer les effets d'une modification de ses contraintes. La dernière version du modèle Seneque/Riverstrahler (version 3.4) a largement été validée au cours des travaux de doctorat de Vincent Thieu (Thieu et al., 2009 ; Thieu et al., in press), ce qui autorise ce type d'exercice.

### IV.1. Le Modèle Seneque/Riverstrahler

Le modèle Seneque/Riverstrahler (Billen *et al.*, 1994 ; Garnier *et al.*, 1995 ; Billen et Garnier, 1999; Ruelland *et al.*, 2007) permet le calcul, avec une résolution décadaire, des variations géographiques et saisonnières du débit, de la qualité de l'eau et du fonctionnement écologique d'un réseau hydrographique en fonction des contraintes constituées par la morphologie des cours d'eau, les lames d'eau écoulées (telles que simulées par des modèles hydrologiques), l'insolation et la température de l'eau, les apports diffus (reliés à l'usage du sol du bassin versant) et ponctuels, d'origine domestique et industrielle. Rappelons que Seneque/Riverstrahler couvre l'ensemble d'un réseau hydrographique, des têtes de bassin à l'exutoire, contrairement aux modèles de tronçons de rivière dont les conditions amont doivent être prescrites. Outre son développement sur la Seine, il a été implémenté sur des réseaux hydrographiques contrastés (La Somme et l'Escaut : Thieu et al., 2009 ; in press, le Fleuve Rouge au Nord Vietnam : Le et al., 2005 ; 2010). Les paramètres de ce modèle, qui contrôlent la cinétique des réactions biogéochimiques (Module RIVE), ne requièrent pas de calibration, car des valeurs génériques pour les principaux compartiments biologiques représentés dans le modèle ont pu être déterminées expérimentalement.

### IV.2. Le Modèle Seneque/Riverstrahler appliqué à l'Orgeval et définition des scénarios

Seneque/Riverstrahler a été appliqué sur l'Orgeval avec le découpage en 6 Sous-Bassins (Figure 16) afin de permettre l'implantation d'étangs sur chacun des axes des sous bassins, avec des surfaces individuelles raisonnables, variant entre 15 et 150 ha, soit une surface totale d'étangs de 70 à 700 ha pour l'ensemble du bassin de l'Orgeval.

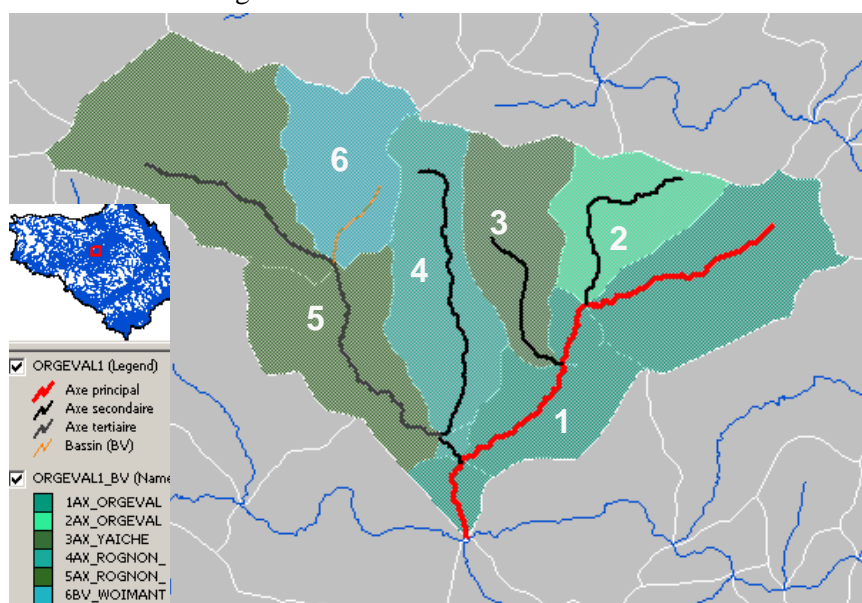


Figure 16 : Représentation du bassin de l'Orgeval découpé en 6 sous-bassins

Tableau 2. Caractéristiques morphologiques des sous-bassins considérés : surface du Bassin Versant -BV-, N° d'ordre de Strahler et longueur maximale de l'axe.

	Surface BV km <sup>2</sup>	Ordre Strahler N°	longueur max km
1-AX_ORGEVAL	28.1	3	12
2-AX_ORGEVAL	8.9	1	5
3-AX_YAICHE	10.5	1	4
4-AX_ROGNON	14.6	2	8
5-AX_ROGNON	34.0	2	11
6-BV Woimant	10.7	1	2.3
<b>total BV</b>	<b>106.8</b>		

Les étangs ont été placés à l'exutoire de chacun des axes (cf. Figure 16), en considérant d'une part des étangs avec une profondeur constante de 2.5m, et des surfaces de 30, 60, 90, 120 ha pour les différents étangs, et d'autre part un volume constant de 7 Mm<sup>3</sup> au total et des profondeurs variant de 1m à 4.5m. Les caractéristiques des étangs sont présentées au **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** pour tout le bassin.

Tableau 3. a. Volumes et surfaces des étangs testés à l'échelle du bassin de l'Orgeval avec une profondeur constante. b. Profondeurs et surfaces des étangs testés à l'échelle du bassin de l'Orgeval avec un volume constant de 7 Mm<sup>3</sup>.

prof constante m	volume variable Mm <sup>3</sup>	Surface ha
0.3, sans étang	0	0
2.5	1.75	70
2.5	3.5	140
2.5	7	280
2.5	10.5	420
2.5	14	560
prof variable m	volume constant Mm <sup>3</sup>	Surface ha
0.3, sans étang	0	0
1.0	7	700
1.5	7	465
2.5	7	280
3.5	7	199
4.5	7	156

Au total, ces explorations constituent une exploration d'étangs dont la surface totale varierait de 0.4 à 4.4 % pour l'ensemble du bassin de l'Orgeval (106 km<sup>2</sup>). .

#### IV.3. «Rétention/élimination » d'azote par les étangs.

Pour une profondeur constante de 2.5 m, il apparaît une diminution des teneurs en nitrate à l'exutoire de l'Orgeval en fonction de l'augmentation de la surface, cette diminution étant régulière jusqu'à 280 ha, et se stabilisant au-delà (Figure 17). Dans un tel gradient de surfaces d'étangs, le temps de séjour s'accroît nécessairement, ce qui favorise l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique, jusqu'à des niveaux caractéristiques d'eutrophisation des milieux stagnants (> 40 µg Chla/L).



A volume constant, il apparaît dans le gradient de superficie, un optimum à 250 ha (2.5 m de profondeur) au-delà duquel la concentration en nitrate et la biomasse phytoplanctonique se stabilisent (Figure 17).

Ces résultats (profondeur ou volume constant) convergent donc vers un optimum de réduction de la concentration en nitrate pour des étangs de 2.5 m de profondeur, totalisant une superficie d'environ 250-300 ha soit une surface d'étangs de 1.5 à 2% du bassin versant.

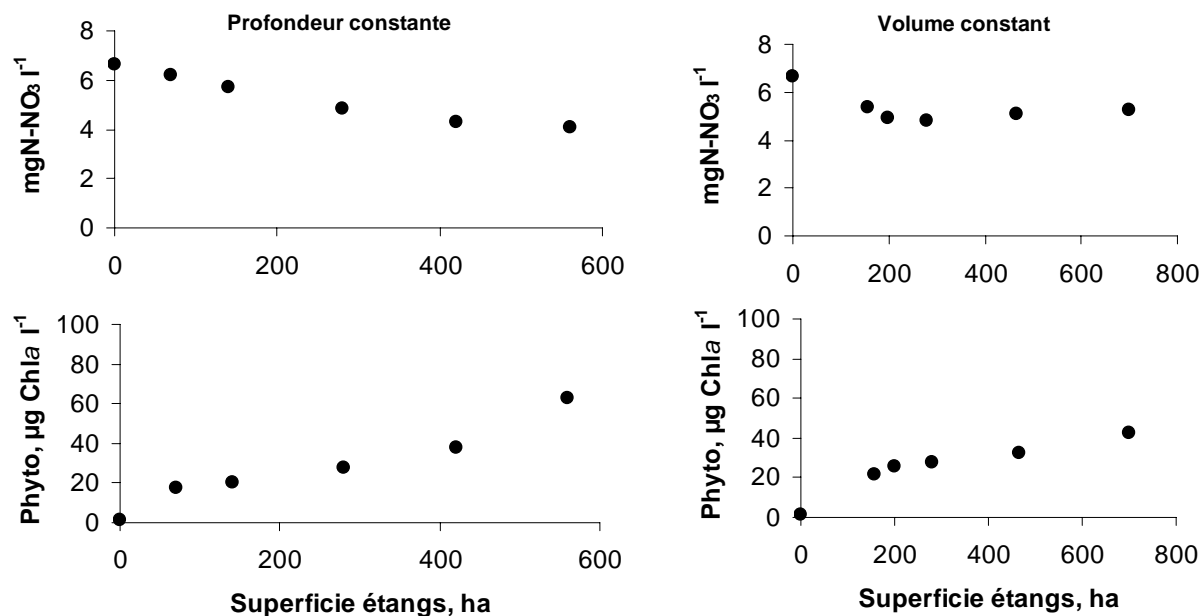


Figure 17. *En Haut* : variations, en fonction de la superficie totale des étangs implantés dans le modèle du bassin de l'Orgeval, des concentrations moyennes annuelles en nitrate à l'exutoire de l'Orgeval en considérant une profondeur constante (à gauche) et un volume constant (à droite). *En Bas*, variations, en fonction de la superficie totale des étangs implantés dans le modèle, des concentrations moyennes annuelles de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en concentrations en chlorophylle a) à l'exutoire de l'Orgeval en considérant une profondeur constante (à gauche) et un volume constant (à droite).

En considérant les scénarios à profondeur constante, pour lesquels la gamme de réduction de la concentration en nitrate est la plus large, il apparaît un accroissement régulier du pourcentage de rétention/élimination, jusqu'à 35%, puis une stabilisation (38 %) montrant qu'il n'est pas nécessaire de poursuivre une mise en eau des sols (Figure 18).

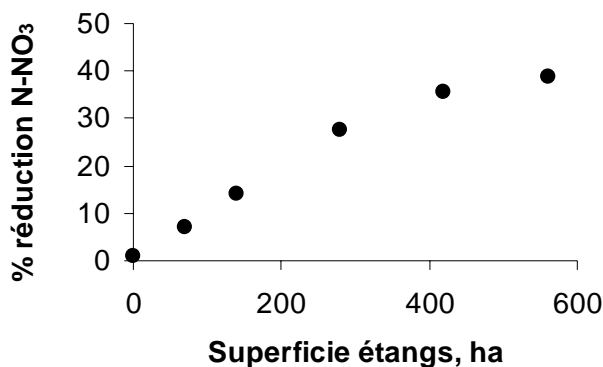


Figure 18. Variations, pour les scénarios à profondeur constante, du pourcentage d'élimination (%) du nitrate dans des étangs implantés dans le bassin de l'Orgeval.

Les variations saisonnières des concentrations en nitrate montrent que la réduction est importante une grande partie de l'année (mars à novembre), (Figure 19). La production de biomasse phytoplanctonique dans ces milieux stagnants est de nature à favoriser l'élimination du nitrate par dénitrification. En effet, la biomasse phytoplanctonique constitue une source de matière organique biodégradable qui, en sédimentant, peut entretenir une dénitrification dans les couches anoxiques des sédiments, dans des conditions de non limitation en nitrate.

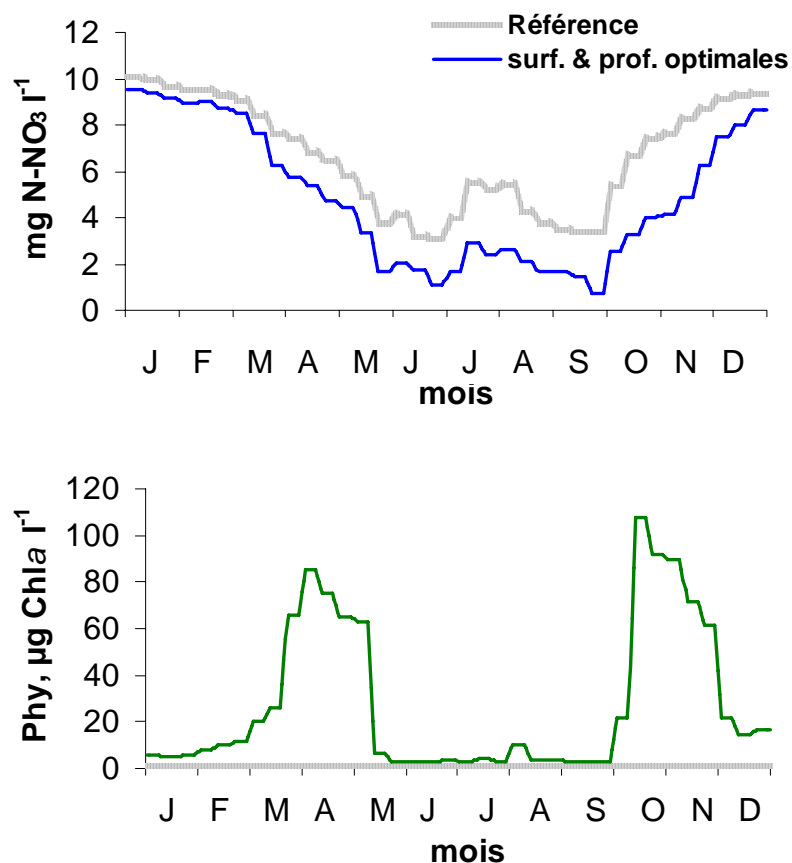


Figure 19. Variations saisonnières des concentrations en nitrate pour la situation de référence sans étang (2000) et pour une surface et une profondeur d'étangs optimales (280 ha, 2.5m de profondeur).

## V. Conclusion

Notre étude s'est attachée à montrer que les zones humides artificielles (ZHA) ou restaurées peuvent être utilisées comme ouvrages compensateurs vis-à-vis des nitrates d'origine agricole. La zone tampon pilote est située à Aulnoy (77), elle est instrumentée depuis 2005. L'année 2008/2009 est, du point de vue hydrologique, considérée comme exceptionnellement sèche, avec un drainage de seulement 57 mm. Les précipitations en hiver ont été inférieures aux valeurs moyennes. Un des enseignements majeurs est la mise en évidence du potentiel d'abattement des nitrates dans un dispositif de ce type puisque sur les quatre campagnes de mesure, une diminution moyenne des teneurs en nitrate entre l'entrée et la sortie de la zone humide est nette. Une moyenne de 57 mg/l est mesurée au niveau du collecteur, dans la mare les valeurs moyennes passent à 40 mg/l puis à 27 mg/l dans le bassin. La ZHA permet le traitement du rejet agricole de drainage avec un résultat à priori conforme à l'objectif de " bon état écologique ". Ces résultats encourageants sont également liés à une pratique agricole raisonnée sur les parcelles. L'utilisation de la modélisation (maragobar) a montré que l'abattement des nitrates observé dans la mare et dans le bassin est compatible avec la dénitrification à l'interface eau-sédiment. La meilleure simulation des concentrations en nitrates s'obtient avec un taux de dénitrification benthique de 10 mgN/m<sup>2</sup>/h pour la mare et de 5 mgN/m<sup>2</sup>/h pour le bassin.

Les scénarios d'implantation d'étangs simulés avec le modèle Sénèque/Riverstrahler indiquent qu'un abattement d'environ 35 % en nitrate est envisageable si 1.5 à 2 % d'un bassin versant drainé est occupé par des étangs. Par ailleurs, la profondeur optimale apparaît être d'environ 2.5 m : pour une plus petite profondeur, la production de biomasse est trop faible (petite colonne d'eau) pour constituer une source suffisante de carbone, de même qu'au delà de 2.5 m, l'efficacité de la dénitrification décroît quand la surface de sédiments propice à la dénitrification diminue par rapport au volume d'eau.

Au total, il reste à progresser dans l'adaptation des modèles d'eau stagnantes développés antérieurement (Garnier & Billen, 1993 ; Garnier et al. 2000), à ce type de milieux qui pourraient être spécialement construits dans les paysages du bassin de la Seine pour réduire les flux de nitrate dès l'amont des petits bassins versant. Il faudra également tester quelle est la localisation optimale dans le bassin versant. En effet alors que les études historiques montrent que les étangs se situaient en tête des bassins (Carte de Cassini), nos explorations préliminaires montrent logiquement une plus grande efficacité de réduction du nitrate quand les étangs sont situés plus en aval des axes de rivières, l'usage des étangs du passé n'étant pas nécessairement celui du présent. Nous n'avons cependant pas testé l'efficacité de tels étangs en aval des collecteurs de drains dès les têtes de bassins, ce qui nécessite une résolution plus fine du réseau hydrographique du bassin de l'Orgeval et de son réseau de drainage, perspectives de la programmation 2010.

## Références

- Billen G, Garnier J, Nemery J, Sebilo M, Sferratore A, Benoit P, Barles S, Benoit M. (2007) A long term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *The Science of the Total Environment* 275: 80-97.
- Billen G., Garnier J. & Hanset Ph. (1994). Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia*, 289:119-137.
- 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.
- Garnier J., G. Billen (1993). Ecological interactions in a shallow sand-pit lake (Créteil Lake, France). A modelling approach. In: Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes. *Hydrobiologia*, 275/276:97-114.
- Garnier J., Billen G. & Coste M. (1995). Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the river Seine: Observations and modelling. *Limnol. Oceanogr.* 40: 750-765.
- Garnier J., Billen G., Sanchez N., & Leporcq B (2000). Ecological functioning of a large reservoir in the upstream basin of the river Seine (Marne reservoir, France). *Regulated River*, 16:51-71.
- Le Thi Phuong Q., Garnier J., Billen G. Théry S. & Chau Van M. (2007). Hydrological regime and suspended load of the Red River system (Vietnam): observation and modelling. *J. Hydrol.* 334, 199– 214.
- Le T.P.Q., Billen G, Garnier J., Théry S., Ruelland D., Nguyem X.A. & Chau V.M. (2010) Modelling nutrient transfer in the sub-tropical Red River system (China and Vietnam): implementation of the Seneque/Riverstrahler model. *J. Asian Earth Sciences.* 37 : 259–274
- Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D. & Garnier, J. (2007). SENEQUE 3: a GIS interface to the RIVERSTRAHLER model of the biogeochemical functioning of river systems. *The Science of the Total Environment*, 375: 257-273.
- Thieu V., Gillon T., Billen G., Garnier J. & Thouvenot M. (2007). Applicatif BARMAN. Notice d'utilisation – Juillet 2006. RA 2006, PIREN-Seine. cd-rom, 30 p.
- Thieu V., J.Garnier, G. Billen (in press). Assessing impact of nutrients mitigation measure along rivers continuum to southern bight of the North Sea, article submitted to *Science of the Total Environment*
- Thouvenot M, Billen G, Garnier J (2007). Modelling nutrient exchange at the sediment – water interface of River Systems. *J. Hydrol.* 341: 55-78.

## Table des illustrations

<i>Figure 1 : Localisation du GIS ORACLE et du bassin de l'Orgeval</i> .....	3
<i>Figure 2: la zone humide artificielle. La ligne bleue délimite les parcelles drainées dont les eaux contribuent à l'alimentation de la zone humide (superficie 35ha).</i> .....	4
<i>Figure 3 : Répartition de l'instrumentation (sites 1, 2 et 3) sur la zone humide artificielle</i> .....	4
<i>Figure 4 : Instrumentation au niveau du collecteur (site 1)</i> .....	4
<i>Figure 5 : la source équipée d'un bac déversoir et la station de mesure.</i> .....	5
<i>Figure 6 : Surverse du bassin.</i> .....	5
<i>Figure 7 :Pluviométrie, ETP mensuelles et drainage (période octobre 2008/ septembre 2009).</i> .....	6
<i>Figure 8 : Bilan climatique 2008-2009 cumul précipitations, ETP, P-ETP) en mm, station météorologique de Boissy, et drainage mesuré au niveau du collecteur (site 1).</i> .....	7
<i>Figure 9 : Bilan hydrologique de la zone humide pour une année sans irrigation (2008-2009). Les valeurs en millimètres sont rapportées à la surface du bassin versant (35ha).</i> .....	7
<i>Figure 10: Evolution des teneurs en nitrate (en mg/l) dans les différents compartiments de la zone humide. Comparaison avec le débit du collecteur (en l/s)</i> .....	8
<i>Figure 11: Bilan des flux de nitrates pour la zone humide de décembre 2008 à octobre 2009.</i>	9
<i>Figure 12: Quadrillage utilisé pour les mesures du 23 juin 09. Position des points de mesures et de prélèvement</i> .....	10
<i>Figure 13: Concentration en nitrates dans le bassin en fonction de la profondeur (mesures du 23 juin 2009).</i> .....	11
<i>Figure 14: simulation de la concentration en nitrates comparés aux observations entre 2007 et 2009 dans la zone humide construite (type bassins en eau)</i> .....	12
<i>Figure 15: Effet de la profondeur, avec un volume constant, sur l'abattement moyen des nitrates dans la zone humide construite (type bassins en eau).</i> .....	12
<i>Figure 16 : Représentation du bassin de l'Orgeval découpé en 6 sous-bassins</i> .....	13
<i>Figure 17. En Haut : variations, en fonction de la superficie totale des étangs implantés dans le modèle du bassin de l'Orgeval, des concentrations moyennes annuelles en nitrate à l'exutoire de l'Orgeval en considérant une profondeur constante (à gauche) et un volume constant (à droite). En Bas, variations, en fonction de la superficie totale des étangs implantés dans le modèle, des concentrations moyennes annuelles de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en concentrations en chlorophylle a) à l'exutoire de l'Orgeval en considérant une profondeur constante (à gauche) et un volume constant (à droite)</i> .....	15
<i>Figure 18. Variations, pour les scénarios à profondeur constante, du pourcentage d'élimination (%) du nitrate dans des étangs implantés dans le bassin de l'Orgeval</i> .....	15
<i>Figure 19. Variations saisonnières des concentrations en nitrate pour la situation de référence sans étang (2000) et pour une surface et une profondeur d'étangs optimales (280 ha, 2.5m de profondeur).</i> .....	16
<i>Tableau 1: Comparaison des teneurs en nitrates dans la zone humide d'octobre 2005 à septembre 2009</i> .....	9
<i>Tableau 2. Caractéristiques morphologiques des sous-bassins considérés : surface du Bassin Versant -BV-, N° d'ordre de Strahler et longueur maximale de l'axe.</i> .....	14
<i>Tableau 3. a. Volumes et surfaces des étangs testés à l'échelle du bassin de l'Orgeval avec une profondeur constante. b. Profondeurs et surfaces des étangs testés à l'échelle du bassin de l'Orgeval avec un volume constant de 7 Mm<sup>3</sup></i> .....	14