



Rapport de stage Recherche pour le Master 2 : Gestion de l'Environnement et  
Ecologie Littorale

**Marie LE MARCHAND**

Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

IFREMER-LERPC, Station de La Rochelle

---

**Dynamique hivernale des nutriments et du carbone dans les  
exutoires du Marais poitevin et flux terrestres associés en Baie de  
l'Aiguillon**

---

Directeur de stage : Dr. POLSENAERE Pierre

L'Houmeau, janvier-juin 2017

## Remerciements

En premier lieu, je tiens à dire un grand merci à Pierre, directeur de ce stage, pour m'avoir acceptée dans le projet Baie de l'Aiguillon. Merci d'avoir pris autant de temps pour corriger ce rapport, de m'avoir patiemment expliqué les cycles biogéochimiques en zone côtière et de m'avoir permis d'assister aux réunions et aux sorties.

Je remercie également Messieurs Le Moine Olivier, Soletchnik Patrick et Geairon Philippe, du laboratoire de La Tremblade, pour leur aide précieuse et leurs conseils avisés.

Je souhaite aussi remercier chaleureusement le Docteur Souchu Philippe, du centre de Nantes, pour m'avoir si bien expliqué la chimie estuarienne ainsi que pour ses nombreuses indications.

Enfin, merci à toute l'équipe de la station de L'Houmeau pour leur accueil, leur gentillesse et leur soutien pendant ces six mois. Je remercie tout particulièrement Messieurs Chabirand Jean-Michel et Grizon James de m'avoir emmenée sur le terrain (dans le Marais poitevin et en mer).

## Sommaire

<b>Présentation de la structure d'accueil</b> .....	1
<b>Etat de l'art</b> .....	2
1. Biogéochimie des zones côtières.....	2
2. Le cycle du carbone.....	3
3. Les éléments biogènes.....	4
a. Le cycle de l'azote.....	4
b. Le cycle du phosphore.....	7
c. Le cycle de la silice.....	8
4. Facteurs de contrôle et couplage des cycles biogéochimiques.....	8
<b>Introduction</b> .....	9
1. Contexte scientifique de l'étude.....	9
2. Le projet Baie de l'Aiguillon.....	10
3. Objectifs du stage de Master 2.....	12
<b>Matériel et méthodes</b> .....	12
1. Présentation du site d'étude.....	12
2. Acquisition in situ des données et analyses en laboratoire par le LEAV.....	14
3. Analyses des données.....	16
<b>Résultats</b> .....	17
1. Caractérisation des Unités Hydrologiques Cohérentes (UHC) du Marais poitevin....	17
a. Démographie, hydrologie et occupation du sol.....	17
b. Contexte météorologique de l'automne/hiver 2004-2005 et de l'hiver 2017.....	18
2. Variations spatio-temporelles des nutriments et du carbone aux cinq exutoires.....	19
a. Variations saisonnières et interannuelles.....	19
b. Différences et similitudes entre les cinq exutoires étudiés.....	22
3. Facteurs de contrôle.....	24
a. Contrôle par le débit.....	24
b. Influence de l'occupation du sol.....	25
4. Flux terrestres associés .....	26
<b>Discussion</b> .....	27
1. Contexte hydroclimatique du Marais poitevin.....	27
2. Dynamique saisonnière marquée entre l'automne 2004 et l'hiver 2005.....	28
3. Typologie des sous-systèmes du Marais poitevin : différences et similitudes .....	30
4. Export terrestre de carbone et des nutriments.....	32
<b>Conclusion et perspectives</b> .....	34
<b>Bibliographie</b> .....	35

## **Présentation de la structure d'accueil**

L'Institut Français pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer) est un établissement public à caractère industriel et commercial qui est sous la tutelle du Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie, ainsi que du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Il a été créé le 5 juin 1984, suite à la réunion du Centre National pour l'Exploitation des Océans (CNEXO) et de l'Institut Scientifique et Technique des Pêches Maritimes (ISTPM). Il contribue à la connaissance des océans et leurs ressources, à la surveillance du milieu marin et du littoral et au développement durable des activités maritimes. Ainsi, il conçoit et met œuvre des outils d'observation, d'expérimentation et de surveillance, et gère des bases de données océanographiques.

Le PDG actuel de l'Ifremer est Monsieur François JACQ, ingénieur des Mines et anciennement directeur de Météo France.

Avec 25 stations Ifremer en métropole et dans les DOM-TOM, l'Ifremer est présent sur la quasi-totalité des côtes françaises. Le siège social est basé à Issy-les-Moulineaux, et il y a 5 centres : Boulogne, Brest, Nantes, Toulon et Tahiti. Il existe quatre départements scientifiques : Infrastructures Marines et Numériques, Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes, Ressources Biologiques et Environnement, et Ressources Physiques et Ecosystèmes de Fond de Mer.

La station de L'Houmeau est rattachée au centre de Nantes et travaille conjointement avec la station de La Tremblade, qu'elle rejoindra physiquement à la fin de 2018. La station de L'Houmeau fait partie des départements Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes et Ressources Biologiques et Environnement.

## Etat de l'art

### 1. Biogéochimie des zones côtières

La biogéochimie est la science qui étudie les processus physiques, chimiques, biologiques et géologiques, ainsi que les réactions qui gouvernent la composition des écosystèmes et les flux associés entre les compartiments. Cette discipline s'intéresse aux cycles des éléments chimiques (i.e. le carbone C, l'azote N, le phosphore P, le soufre S, l'hydrogène H et l'oxygène O) qui sont contrôlés par ou qui influencent l'activité biologique (Frontier et al, 2004).

Les zones côtières sont des systèmes clés dans le couplage des cycles biogéochimiques entre continent-océan-atmosphère (Howarth et al, 2011; Bauer et al, 2013). Elles assurent de grandes fonctions écologiques liées à la définition des services écosystémiques (Costanza et al, 1997). Les zones côtières sont le réceptacle de nombreux éléments comme le carbone et les nutriments (l'azote, le phosphore et la silice principalement) dont l'influence sur la production primaire (i.e. le phytoplancton, le microphytobenthos, les algues et les phanérogames) joue un rôle significatif (Little et al, 2008 ; Amman et al, 2014 ; Meng et al, 2015). Elles participent pour 14-30 % de la production primaire océanique totale (Mantoura et al, 1991) ainsi qu'à 90 % de la minéralisation sédimentaire (Wollast, 1998). En dépit de leur faible surface (7 % de l'océan global), ces zones d'interface sont très hétérogènes (rivières, marais, estuaires...) et dynamiques, ce qui les rend difficiles à étudier. En effet, elles transportent de grandes quantités d'énergie, de nutriments et de carbone entre les différents compartiments (Borges, 2005 ; Borges et al, 2005). Il a par exemple été montré que sur les  $1,9 \text{ PgC an}^{-1}$  passant depuis le domaine terrestre vers les systèmes aquatiques continentaux et littoraux, 40 % étaient dégazés sous la forme de  $\text{CO}_2$  vers l'atmosphère, 13 % étaient stockés dans les sédiments (carbone organique) et seulement 47 % atteignaient l'océan (Cole et al, 2007). Enfin, les zones côtières sont aussi très sensibles au changement climatique qui se traduit notamment par l'augmentation des teneurs en  $\text{CO}_2$  dissous et la baisse du pH dans l'eau (Ciais et al, 2013). De plus, des phénomènes plus spécifiques d'eutrophisation peuvent se produire. En milieu marin, l'eutrophisation correspond à un enrichissement d'un sel nutritif (le plus souvent l'azote ou le phosphore), qui est d'ordinaire un facteur limitant (Queguiner et al, 1986). Les conséquences de l'eutrophisation sont une consommation excessive d' $\text{O}_2$  dans la colonne d'eau pouvant engendrer des épisodes anoxiques au sein d'un système littoral. Les fortes pressions naturelles et anthropiques auxquelles ces zones sont soumises (démographie,

activités agricoles et industrielles, ...) accentuent alors d'autant plus l'importance de l'étude des processus et flux aux différentes interfaces d'échanges des zones côtières.

Intéressons-nous maintenant aux cycles biogéochimiques du C, du N, du P et du Si dans les zones côtières ainsi qu'à leurs interconnexions et leurs facteurs de régulation.

## 2. Le cycle du carbone

A partir du XIX<sup>ème</sup> siècle et de l'ère industrielle, la combustion des matières fossiles et la fabrication de ciment ont ajouté dans l'atmosphère environ 7,8 GtC an<sup>-1</sup> sous forme de CO<sub>2</sub>, entraînant une augmentation de 75 % des concentrations de CO<sub>2</sub> atmosphérique (Ciais et al, 2013 – Figure 1). Avant l'ère industrielle, les flux de carbone naturels (production primaire et respiration) correspondaient à environ 118 GtC an<sup>-1</sup> pour le compartiment terrestre et environ 78 GtC an<sup>-1</sup> pour le compartiment océanique (Figure 1). Comme expliqué précédemment, il existe de nombreux échanges au sein de ces compartiments avec à la fois des transferts horizontaux entre les continents et les océans via les eaux côtières (continentales et littorales) mais aussi verticaux aux différentes interfaces d'échanges (sédiment-air, eau-air et sédiment-eau) (Figures 1 et 2). Ces échanges dépendent fortement du système considéré et des facteurs environnementaux associés aux différentes échelles caractéristiques des zones côtières (diurnes, tidales, saisonnières, annuelles et interannuelles). De plus en plus d'études sont donc nécessaires afin de mieux comprendre leur rôle dans les budgets régionaux et globaux du carbone.

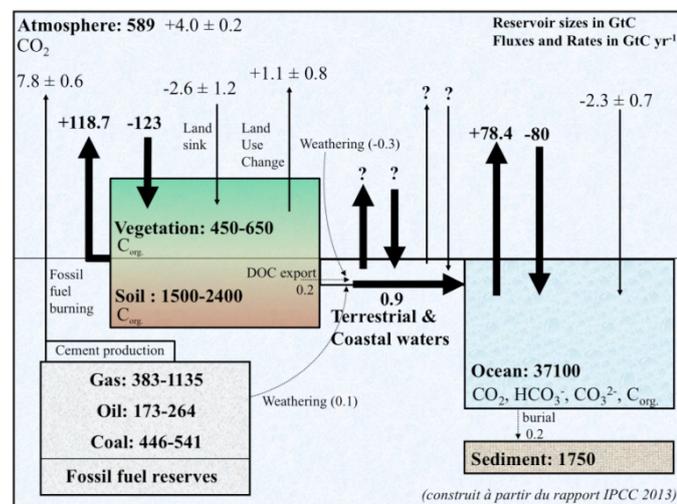


Figure 1: Cycle global du carbone (dans Polsemaere, 2011 ; modifié et reconstruit à partir du dernier rapport IPCC : Ciais et al, 2013) : les flux naturels sont représentés par les flèches épaisses et les flux anthropiques par les flèches fines.

Le carbone dans les eaux côtières peut être présent sous forme organique ou inorganique et sous forme particulaire (>0,5 µm) ou dissoute (<0,5 µm) (Aminot et Kérouel,

2004). Le carbone organique particulaire (COP) est issu soit de la photosynthèse (autochtone), principalement du phytoplancton et du microphytobenthos (producteurs primaires), soit de l'érosion du bassin versant (allochtone) (Figure 2). Bien que le COP soit en grande partie d'origine allochtone, le phytoplancton reste une source importante, notamment pendant les blooms phytoplanctoniques (He et al, 2010). Le carbone organique peut également être dissous (COD), il est alors d'origine humique (érosion des sols) ou microbienne (dégradation du phytoplancton). D'une manière générale, les quantités de COD sont supérieures à celles de COP : par exemple, McKee (2003) a mesuré des flux moyens de COD et COP de 0,22 et 0,14 GtC an<sup>-1</sup> entre les bassins versants et les zones côtières, en milieu tempéré. Le carbone inorganique quant à lui est présent majoritairement sous forme dissoute (CID). En effet, dans les rivières tempérées, 40% du carbone est organique et 60 % est inorganique (Meybeck, 1993). Le CID correspond à la somme des ions hydrogénocarbonates (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), du CO<sub>2</sub> dissous et des ions carbonates (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) (Figure 2). Dans des eaux acides (pH compris entre 6 et 7) de milieux tempérés, les ions HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> représentent plus de 99 % du CID. Dans les cours d'eau du bassin versant de la lagune d'Arcachon, des concentrations comprises entre 229 et 859 μmol l<sup>-1</sup> ont été mesurées sur un cycle hydrologique complet (Polsenaere et al, 2012). Les carbonates, avec les bicarbonates, contribuent majoritairement à l'alcalinité de l'eau, c'est-à-dire à sa capacité à absorber des ions H<sup>+</sup> (pouvoir tampon de l'eau). L'addition de CO<sub>2</sub> dans l'eau augmente les concentrations en ions H<sup>+</sup> et donc l'acidité de l'eau. Une petite part de carbone inorganique est particulaire (CIP) et originaire soit de l'érosion des roches soit du compartiment biologique (e.g. carapaces de crustacés).

Le métabolisme (Net Ecosystem Production, NEP) est un concept central dans les recherches menées sur le cycle du carbone. La NEP est définie comme (1) la différence entre l'assimilation de CO<sub>2</sub> par l'activité photosynthétique de l'écosystème (production primaire brute ou Gross Primary Production, GPP) et les pertes de CO<sub>2</sub> par la respiration de la communauté de l'écosystème (Community Respiration, CR) et (2) comme l'accumulation nette de carbone au sein de l'écosystème (Woodwell et Whittaker, 1968). Si la NEP > 0, le système est dit autotrophe (il y a alors accumulation de carbone) et si au contraire la NEP < 0, il est dit hétérotrophe et perd donc du carbone. Les estuaires sont en général hétérotrophes du fait de la forte minéralisation de la matière organique présente dans les eaux, le CO<sub>2</sub> produit étant ensuite dégazé vers l'atmosphère (He et al, 2010 ; Cloern et al, 2014). Au contraire, certains systèmes peu profonds avec une forte proportion de producteurs primaires peuvent être caractérisés par une NEP positive (autotrophie nette) et représenter un puits de CO<sub>2</sub>. Les zones côtières jouent donc un rôle métabolique significatif dans les cycles régionaux et

globaux du carbone. La dynamique du carbone et des flux de CO<sub>2</sub> atmosphérique est contrôlée par plusieurs processus physico-chimiques et biologiques dépendant des échelles temporelles caractéristiques (diurne, tidale, saisonnière, annuelle) de ces milieux (Figure 2). Tout d'abord, les échanges avec l'atmosphère au travers de la pompe chimique (1) vont influencer les concentrations en gaz dissous dans la colonne d'eau et notamment celles du CO<sub>2</sub> (Figure 2). Ensuite, les processus biologiques comme la NEP (balance photosynthèse/respiration) (3), la précipitation/dissolution des carbonates (consommation/production d'alcalinité) (4) ou encore les couplages benthos-pelagos vont également influencer la dynamique du carbone dans la colonne d'eau (Figure 2). Enfin les processus d'advection horizontale (2) avec l'influence des apports terrestres par les cours d'eau et aussi les échanges océaniques en fonction du rythme tidal vont complexifier encore cette dynamique et notamment les flux avec l'atmosphère (Figure 2).

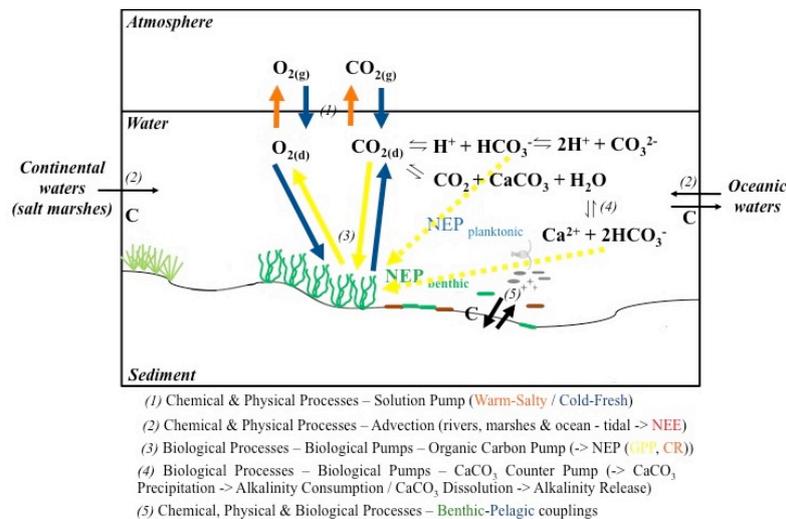


Figure 2 : Processus physico-chimique et biologique influençant la dynamique du carbone en zone côtière (Delgard et al, en préparation ; modifié de Polsenaere, 2011).

### 3. Les éléments biogènes

#### a. Le cycle de l'azote

Les deux principaux réservoirs de l'azote sont l'atmosphère (79,5 %) et les roches sédimentaires (20,1 %), les biomasses marines et continentales ne représentant qu'une faible proportion (Canton, 2009) (Figure 3). Le cycle de l'azote s'effectue pour une série de transformations qui se déroulent durant son passage dans le continuum terrestre-aquatique. Elles sont réalisées par des bactéries autotrophes (procaryotes et cyanobactéries) : l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) est transformé en nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (nitrosation) puis en nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (nitratation). Les nitrates représentent 70 % de l'azote inorganique dissous (Little et al, 2008), ce qui en fait la forme majeure dans les eaux côtières. Le passage des nitrates à l'ammonium se fait par dénitrification (Figure 4).

Ces transformations permettent ainsi la fixation de l'azote dans le compartiment biologique. La respiration des bactéries produit principalement de l'azote inorganique dissous (NID). L'azote organique dissous (NOD) quant à lui ne représente qu'environ 30 % de l'azote total dissous (Badr et al, 2008). Il est obtenu par lessivage des sols, ses concentrations varient donc fortement en fonction de l'agriculture (40 % de cette forme serait d'origine anthropique (Harrison et al, 2005 – Figure 3). Par exemple, l'Europe, avec l'agriculture intensive, exporte 0,8 MtN des rivières vers les zones côtières chaque année (Harrison et al, 2005 – Figure 3). Dans le bassin d'Arcachon, pour l'année 2007, le flux de DIN était de 839 tonnes, contre 174 tonnes de DON (Canton et al, 2012). L'azote particulaire vient quant à lui principalement de débris végétaux (DeWit et al, 2005).

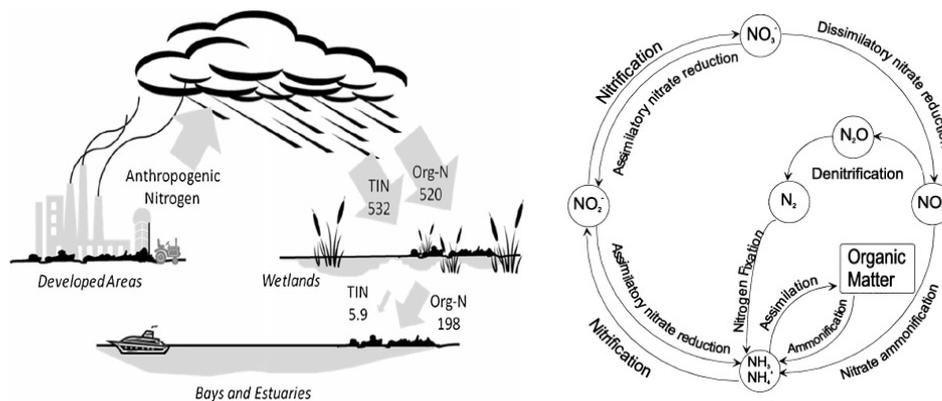


Figure 3 (à gauche): flux d'azote dans les estuaires. Valeurs en  $\text{kg N km}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Forbes et al, 2012).  
 Figure 4 (à droite): cycle de l'azote (Herbert, 1999).

Au cours du dernier siècle, les écosystèmes terrestres comme les écosystèmes marins ont été profondément perturbés par l'anthropisation du cycle de l'azote, notamment due à l'utilisation importante d'engrais azotés en agriculture, ainsi que l'élevage intensif dans certaines régions. De plus, la combustion des énergies fossiles (oxydes d'azote) ajoute 30 MtN  $\text{an}^{-1}$  dans l'atmosphère depuis 1950. Ainsi, les apports anthropiques représentent 150 MtN  $\text{an}^{-1}$ , soit le double de la fixation atmosphérique à l'époque préindustrielle (Canton, 2009). L'azote d'origine anthropique entraîne un déséquilibre dans les écosystèmes qui se caractérise principalement par l'eutrophisation des zones côtières. La conséquence majeure de l'enrichissement des zones côtières en azote est la prolifération de micro-algues au détriment des phanérogames marines. Cette dégradation de la qualité des eaux entraîne alors un amoindrissement des services écosystémiques (i.e. forte mortalité des poissons, baisse de la qualité de l'eau potable..., Smith, 2003).

### b. Le cycle du phosphore

Le phosphore est un élément essentiel au biotope car il est nécessaire à la photosynthèse et au métabolisme des organismes (Statham et al, 2012). Il est également un facteur limitant, car peu biodisponible (Meng et al, 2015). Les flux de phosphore sont plus abondants sous forme particulaire ( $9-16 \text{ MtP an}^{-1}$ ) que dissoute ( $0,1-0,4 \text{ MtP an}^{-1}$ ) (Paytan et McLaughlin, 2007- Figure 5). Le phosphore dissous est principalement inorganique (acide orthophosphorique ou orthophosphates  $\text{PO}_4^{3-}$ ), il provient de l'érosion des sols et il est la seule forme minérale assimilable par les autotrophes (Statham et al, 2012). La forme organique provient d'organismes morts (Paytan et McLaughlin, 2007- Figure 5). Les flux de phosphore inorganique sont en général, en milieu tempéré, plus importants dans les rivières (entre  $8$  et  $15 \text{ MtP an}^{-1}$ ) que le phosphore organique (environ  $0,9 \text{ MtP an}^{-1}$ ) (Paytan et McLaughlin, 2007). Dans les estuaires où il y a un fort gradient de turbidité le long du continuum, les molécules de phosphore peuvent s'associer, par adsorption, à la matière en suspension pour ensuite flocculer. Le sol de l'estuaire forme alors un puits de phosphore (Wang et Li, 2010 - Figure 5).

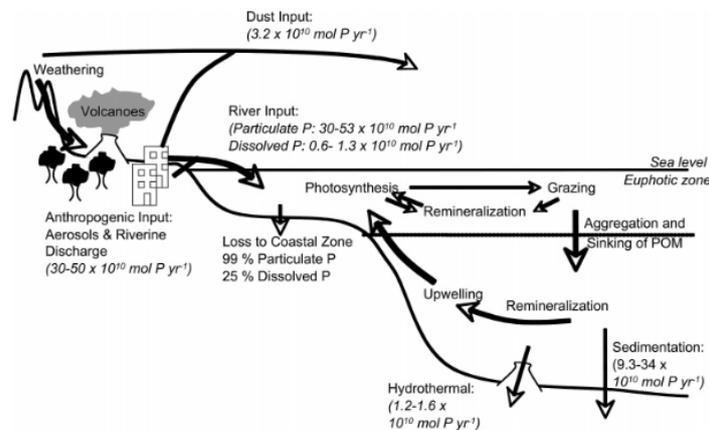


Figure 5: cycle marin du phosphore (Paytan et McLaughlin, 2007). Les flux sont en italique.

De la même manière que précédemment, le cycle du phosphore a été fortement perturbé par l'utilisation de phosphates dissous en agriculture, ainsi que par le rejet d'eaux usées (industrielles et domestiques). Par exemple, son exportation par les rivières a été multipliée par deux depuis l'époque préindustrielle à cause des rejets d'eaux usées, de l'érosion des sols (accentuée par la déforestation), et de la fertilisation (Filippelli, 2008). Ici encore, cette modification entraîne une eutrophisation des eaux continentales, les eaux marines étant moins limitées.

### *c. Le cycle de la silice*

Enfin, un autre nutriment important en zone côtière est la silice. Elle est présente principalement sous forme dissoute (85 % de la silice totale) et provient en grande partie de l'érosion de la croûte terrestre (Amman et al, 2014). Les apports continentaux de silice sont estimés à 5600 Mt an<sup>-1</sup> (Rickert, 2000) et il est estimé que 66 Mt an<sup>-1</sup> passent des continents vers les océans via les rivières (Statham, 2012). Sur le continent, la silice est fixée sous la forme de phytolithes. La silice dissoute (SiO<sub>2</sub>) est un élément important pour les organismes aquatiques comme les diatomées (qui représentent 50 à 75 % du phytoplancton côtier (Raimonet et al, 2013)), les radiolaires et les éponges, qui l'utilisent pour former leurs squelettes et leurs spicules. Cette utilisation transforme la silice dissoute en silice particulaire (Struyf et Conley, 2012). Une partie de la silice particulaire peut être dissoute en fonction de la salinité et du pH, deux éléments qui ont une forte variabilité en zone côtière. Il existe également une certaine variabilité dans les flux de silice qui peut être due aux variations environnementales (e.g. les précipitations), à l'hydrologie ou encore aux blooms de diatomées (Struyf et Conley, 2012). Cependant, les activités humaines entraînent aussi de fortes perturbations dans le cycle de la silice. Le fort lessivage des sols dû en partie à la déforestation, peut supprimer une grande partie de la silice contenue dans les sédiments (Saccone et al, 2007). De plus, les apports excessifs en azote et en phosphore peuvent entraîner un déséquilibre du ratio de Redfield (C :N :P :Si = 106 :16 :1 :20), nécessaire au développement des diatomées (Billen et Garnier, 2007 ; Howarth et al, 2011).

### *4. Facteurs de contrôle et couplage des cycles biogéochimiques*

Les zones côtières sont conditionnées par différents facteurs biotiques, abiotiques, naturels et anthropiques comme l'hydrodynamisme, la pluviométrie, le marnage, la topographie, le climat, l'urbanisme ou encore l'occupation des sols qui en font des écosystèmes spécifiques et complexes (Statham, 2012).

Différents paramètres, comme la température, la luminosité, la salinité, l'oxygène ou le pH complexifient encore ces cycles, leurs facteurs de contrôle et interconnexions. Les conditions de salinité et de pH peuvent influencer sur les formes ioniques des éléments (Statham, 2012). Par exemple, pour un pH de 8 et une salinité de 35 g L<sup>-1</sup>, plus de 90 % des orthophosphates sont présents sous forme HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Pilson, 1998). Les estuaires sont riches en matières en suspension, comparés aux autres zones côtières, et les interactions de ces nutriments avec ces particules jouent un rôle important (en filtrant les sels nutritifs notamment) dans les cycles biogéochimiques de ces eaux (Statham, 2012). Par exemple, en

Baie de Seine, 40 % du flux d'azote est dégradé durant la saison sèche (Billen et Garnier, 2005). Cependant, la forte teneur des estuaires en matière en suspension provoque une turbidité importante qui impacte également la production primaire en limitant le passage de la lumière dans la colonne d'eau (Statham, 2012).

Le débit a également un rôle très important dans la dynamique du carbone et des éléments biogènes. En effet, de fortes pluies peuvent provoquer un lessivage intense qui augmente les concentrations en matière minérale et particulaire. De faibles débits peuvent accentuer le temps de résidence des eaux, ce qui facilite l'apparition d'un bloom phytoplanctonique et entraîne ensuite une reminéralisation de la matière organique. De plus, l'occupation du sol joue un rôle majeur dans la dynamique du carbone et des nutriments exportés vers les zones côtières. En effet, une agriculture intensive sur un bassin versant entraîne des concentrations de nutriments bien supérieures à celles d'un bassin versant dominé par des forêts (Canton, 2009).

Pour finir, les cycles biogéochimiques majeurs des écosystèmes côtiers ne sont pas indépendants les uns des autres. Comme précisé précédemment, un excès d'azote ou de phosphore peut provoquer un développement considérable de micro-algues au détriment des diatomées siliceuses (Billen et Garnier, 2007). Or, la minéralisation de cette matière organique synthétisée peut conduire à de l'hypoxie ainsi qu'à une augmentation des concentrations en CO<sub>2</sub> conduisant à l'acidification des eaux. L'acidification entraîne une dissolution rapide de la calcite et de l'aragonite, qui sont nécessaires au compartiment biologique (e.g. mollusques et crustacés) (Howarth et al, 2011).

## **Introduction**

### ***1. Contexte scientifique de l'étude***

Les zones côtières présentent de forts enjeux écologiques, de par la diversité de ses habitats, mais aussi socio-économiques puisque 40 % de la population mondiale vit près des côtes (SEDAC, 2011). Ces zones d'interface terrestre-aquatique, hétérogènes et dynamiques, sont soumises à de nombreuses pressions naturelles et anthropiques (Howarth et al, 2011). La conséquence principale de ces pressions est l'altération des services écosystémiques qu'offrent les zones côtières (i.e. nurseries d'espèces commerciales, purification de l'eau, protection contre les tempêtes, aspect culturel, réserves de nourriture, régulation des nutriments), associés aux grandes fonctions écologiques qu'elles assurent (Boulton et al, 2016). Les cycles des éléments biogènes sont étudiés depuis de nombreuses années de par

l'influence anthropique démontrée sur l'état et l'équilibre des écosystèmes aquatiques. La prise de conscience du rôle des systèmes aquatiques continentaux et littoraux au sein du cycle du carbone a été quant à elle, plus tardive. Ce dernier est impacté au niveau atmosphérique par les rejets industriels, mais aussi aquatique à cause principalement de l'acidification des eaux et de l'érosion des bassins versants. Malgré l'importance et la complexité des flux horizontaux et verticaux de carbone transitant au sein de ces systèmes côtiers (Bauer et al, 2013), ces derniers restent méconnus même s'ils sont aujourd'hui de plus en plus étudiés et pris en compte dans les budgets régionaux et globaux de carbone (Bauer et al, 2013). De plus, le cycle du carbone est fortement connecté aux cycles biogènes. Sunda et Cai (2012) ont par exemple montré que l'eutrophisation pouvait accentuer l'acidification des eaux côtières de surface en milieu tempéré. Cette étude s'inscrit donc dans cette thématique, à savoir l'étude de la dynamique des nutriments et du carbone au sein des systèmes côtiers, leurs facteurs de contrôle et leurs interconnexions en vue de mieux comprendre leurs rôles dans les cycles biogéochimiques en lien avec les changements globaux et ses conséquences sur les zones côtières.

## 2. Le projet Baie de l'Aiguillon

La Baie de l'Aiguillon est située entre le Marais poitevin et le Pertuis Breton et elle est à cheval sur deux départements : la Vendée et la Charente-Maritime. C'est une vasière intertidale bordée de quatre bassins versants (Curé, Vendée, Sèvre et Lay) qui totalisent 600 000 hectares, formant un réseau hydrologique complexe alimentant la Baie. Le réseau hydrologique et les masses d'eau côtière de cette région sont fortement surveillés. Cette surveillance est effectuée par plusieurs organismes en fonction des objectifs visés comme les Agences de l'Eau Loire-Bretagne et Adour-Garonne (eaux douces), l'Agence Régionale de la Santé (baignade et pêche à pied), l'Ifremer (réseaux de surveillance microbiologique (REMI), phytoplanctonique (REPHY) et de contamination chimique (ROCCH)), le Centre Régional d'Expérimentation et d'Application Aquacole (CREAA). De plus, le réseau hydraulique du Golfe de Gascogne, et donc de la Baie de l'Aiguillon, font partie de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est (OSPAR) dans le cadre du programme « Riverine Inputs and Directs Discharges ». La mise en réserve d'environ 5 000 hectares de vasières et de prés-salés dans la Baie de l'Aiguillon date de 1996. La réserve est catégorisée comme un site d'hivernage et de halte migratoire d'importance nationale et internationale du fait du nombre important d'oiseaux migratoires (limicoles et anatidés notamment) qui s'y

trouvent (Degré, 2006). L'ONCFS (Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage), principal gestionnaire de la réserve, est garant du bon fonctionnement de ses écosystèmes.

Le projet est né d'une demande d'Assistance à Maitrise d'Ouvrage (AMO) formulée par l'ONCFS via la Réserve Naturelle Nationale (RNN) de la Baie de l'Aiguillon dans un premier temps puis par l'Etablissement Public des Marais Poitevins (EPMP) sur les aspects de gestion qualitative et quantitative de l'eau. Cette demande s'inscrit dans le plan de gestion 2013 - 2022 de la RNN (Joyeux et Corre, 2013). En réponse, l'Ifremer a développé et proposé un projet de recherche et d'étude scientifique concernant la dynamique spatio-temporelle du carbone et des nutriments le long du continuum terrestre-aquatique Marais Poitevin - Baie de l'Aiguillon - Pertuis Breton (MP-BA-PB) ainsi que les flux terrestres associés et leurs influences potentielles sur la Baie.

En 2000, des études ont porté sur la qualité microbiologique des eaux du bassin versant de la Baie de l'Aiguillon, afin de faire un parallèle avec les mortalités de moules *Mytilus edulis* (Ryckaert et al, 2000). La publication concluait sur la nécessité d'effectuer des mesures complémentaires (débits et concentrations en nutriments notamment) qui s'inscriraient dans une continuité temporelle (variation interannuelle), en raison de la forte variation des éléments étudiés ainsi que la complexité du système. D'octobre 2004 à décembre 2005, une série d'analyses chimiques de l'eau a de nouveau été effectuée par l'Ifremer, prenant en compte cette fois les nutriments, en plus de la microbiologie. Ces données non publiées ont aussi été analysées afin de les mettre en relation avec les données acquises au cours de ce projet, les stratégies d'échantillonnage et d'analyses étant comparables.

Ce projet s'inscrit donc dans un programme d'étude et de recherche, et dans une vision à long terme de gestion de l'environnement sous pressions naturelles et anthropiques, ainsi que dans la notion de sensibilité du cycle du carbone des zones côtières, aux processus écologiques et biogéochimiques liés aux différents facteurs environnementaux. Le projet comprend deux axes associés. Le premier concerne les mesures quantitatives de débits au niveau des différents exutoires de la Baie. Le deuxième axe sur lequel porte principalement ce rapport, concerne les mesures qualitatives associées des différents paramètres physico-chimiques (nutriments, carbone) initiés depuis janvier 2016 le long du continuum étudié. Le projet Baie de l'Aiguillon validé en interne (la direction scientifique de l'Ifremer, le département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes et l'unité Littorale) est financé en totalité pour la période automne 2016 - automne 2019 notamment par le Parc Naturel du

Marais Poitevin, l'ONCFS et la LPO via le programme Européen LIFE14-NAT\_FR\_000669, l'EPMP, l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et l'Ifremer.

### ***3. Objectifs du stage de Master 2***

**Ce stage a pour but de s'intéresser à la dynamique et aux flux de carbone et de nutriments (azote, phosphore et silice) au niveau des principaux exutoires du Marais poitevin pendant la période automnale et hivernale, afin d'évaluer leurs variations spatio-temporelles, les facteurs de contrôle intervenant ainsi que les flux terrestres alimentant la Baie de l'Aiguillon.**

Plusieurs objectifs spécifiques ont été ciblés durant ce stage :

- S'initier à la biogéochimie côtière au travers d'une analyse bibliographique sur les différents cycles biogéochimiques et processus/flux associés en zone côtière.
- Participer aux mesures de terrain, principalement en lien avec l'installation de sondes de salinité, température et profondeur aux différents sites étudiés.
- Analyser statistiquement les données obtenues au cours de ce stage (paramètres physico-chimiques généraux, nutriments et carbone) sur les cinq exutoires du Marais poitevin en hiver 2017, ainsi que celles obtenues en automne 2004 et hiver 2005.
- Participer aux différentes réunions de laboratoire et avec les partenaires extérieurs impliqués dans le projet Baie de l'Aiguillon (ONCFS, EPMP, Parc Naturel Marin Pertuis/Gironde, comité scientifique des réserves Sud-Vendée, LERMPL Nantes).
- Emettre une réflexion sur la dynamique des concentrations/ flux de carbone et de nutriments au niveau des eaux continentales du Marais poitevin alimentant de la Baie de l'Aiguillon.

Il est important de noter que ce rapport marque le début du projet dont les mesures in situ sont prévues sur deux ans (janvier 2017 – janvier 2019).

## **Matériel et Méthodes**

### ***1. Présentation du site d'étude***

Le Marais poitevin est une vaste zone humide d'environ 100 000 hectares (deuxième plus grande zone humide de France). Il s'est formé lors de la transgression flandrienne (Holocène), qui a comblé une dépression calcaire jurassique avec des dépôts sédimentaires marins et fluviaux (Soismier et al, 2014). Par conséquent, ce sont les argiles à scrobiculaires

qui constituent la plus partie de la roche-mère de la région (Lacouture, 1996). A l'Est du Marais poitevin, le marais mouillé, aussi appelé la « Venise Verte », comprend 28 000 hectares, contre 47 000 hectares pour le marais desséché localisé à l'Ouest (Figure 6). Celui-ci fait office de réceptacle en cas de crues : en effet, le Marais poitevin est parcouru par un réseau hydraulique dense ( $82\text{m ha}^{-1}$ ) (Soismier et al, 2014). Il est aujourd'hui géré par environ quarantaine syndicats de marais, qui assurent la gestion du niveau d'eau en manœuvrant les ouvrages hydrauliques. Les conditions environnementales favorables du marais en font une réserve importante de biodiversité : 750 espèces végétales, 250 espèces d'oiseaux et une cinquantaine d'espèces de mammifères terrestres et aquatiques. L'agriculture est la première activité économique du marais (environ 1 500 exploitations) avec principalement des cultures céréalières (maïs, oléo-protéagineux) et des prairies (utilisées pour les bovins). Les zones de culture sont situées principalement dans le marais sec alors que les prairies sont trouvées dans le marais humide (Soismier et al, 2014). Entre 1970 et 1988, la surface des terres irriguées sur les communes du bassin versant du Marais poitevin a fortement augmenté en développant les cultures agricoles et de fourrages, au détriment des pâturages et des cultures vivrières (Joyeux and Corre, 2013). Enfin, le Marais poitevin accueille chaque année environ 1,4 million de touristes.

La Baie de l'Aiguillon (5 000 hectares) est une zone intertidale soumise au balancement des marées, fortement irriguée par un réseau complexe de rivières et de chenaux venant du bassin versant (600 000 hectares) et étudiés dans ce rapport. Il y a deux cours d'eau majeurs, le Lay et la Sèvre, qui fonctionnent comme des estuaires avec un bouchon vaseux ample et des débits importants. L'eau prélevée pour l'agriculture vient principalement de ces deux cours d'eau. Egalement, un ensemble de chenaux plus petits, dont le Curé, le Canal de Luçon et le Chenal Vieux étudiés dans cette étude, rejoignent la côte, mais avec une moindre influence de la mer (Figure 6). Les communautés microphytobenthiques prédominent au sein des vasières intertidales de la Baie avec une production primaire estimée à  $372\text{ gC m}^{-2}\text{ an}^{-1}$ . La faible profondeur (<50 mètres) et la turbidité élevée (apports vaseux) de ses eaux limitent au contraire la production phytoplanctonique qui représente  $185\text{ gC m}^{-2}\text{ an}^{-1}$  malgré des apports fluviaux en nutriments importants (Struski et Bacher, 2006).

Le Pertuis Breton est le bras de mer pris entre le continent et l'île de Ré. C'est une zone à forts marnages (en moyenne 5 mètres) d'environ 25 km de long et qui communique avec l'Océan Atlantique via une ouverture de 10 km de large (Ryckaert et al, 2000). Les marées sont de type semi-diurne et les temps de renouvellement sont en général supérieurs à 85 jours par rapport à seulement 2 à 18 jours pour le bassin de Marennes-Oléron (Ascione-

Kenov et al, 2015). Le principal secteur économique de cette zone est la mytiliculture. Près de 20 % du Pertuis Breton correspond à des zones intertidales qui ont permis aux 13<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> siècles, l'installation de sites mytilicoles de type «bouchots» et «filières» (4,5 km<sup>2</sup>). Les 2/3 des sites mytilicoles des Pertuis Charentais sont regroupés au nord, ces derniers produisant environ 13 000 tonnes au total, soit 17 % du volume français (Agreste, 2014). Cette zone connaît depuis l'hiver 2014 d'importantes mortalités de moules bleues touchant à la fois les naissains et adultes (Béchemin et al, 2014 ; Polsenaere et al, 2017). Ce secteur économique est fortement dépendant de la qualité des eaux venant du bassin versant.

Au total, huit points sont actuellement suivis (Figure 6) : cinq points localisés au niveau des bassins versants du Marais poitevin sur les différents exutoires de la Baie : du nord au sud : le Lay, le Chenal Vieux, le Canal de Luçon, la Sèvre Niortaise et le Canal du Curé ; et trois points côtiers : la bouée d'eaux saines de la Sèvre, la bouée bâbord du chenal du Lay et le point ouest des filières du Pertuis Breton (Figure 6). Comme expliqué précédemment, ce rapport portera uniquement sur les mesures au niveau des cinq exutoires du Marais poitevin étudiés durant l'hiver 2017 et comparées aux données acquises durant l'automne 2004 et l'hiver 2005 aux mêmes sites.

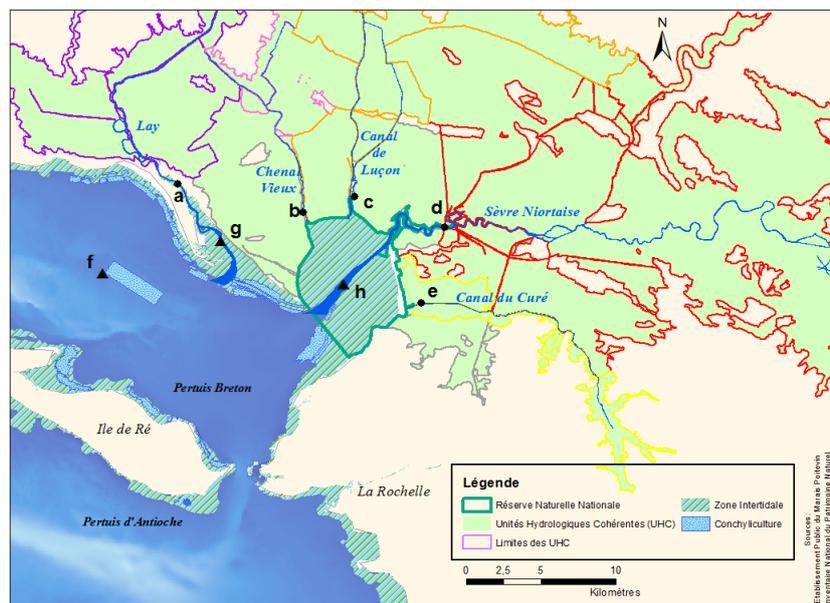


Figure 6: localisation des points de suivis terrestres (a à e) et côtiers (f à h) : a : pont de l'Aiguillon (46°20'6.28"N, 01°18'58.89"O), b : port du Chenal Vieux (46°18'58.69"N, 01°12'8.38"O), c : canal de Luçon (46°19'58.89"N, 01°9'58.58"O), d : Sèvre Niortaise (46°19'0.52"N, 01°4'56.39"O), e : porte du Canal du Curé (46°16'3.10"N, 01°6'26.14"O), f : point filière Ouest (46°16'41.34"N, 01°22'37.02"O), g : bouée du Lay (46°18'6.00"N, 01°16'34.00"O), h : bouée de la Sèvre (46°16'45.00"N, 01°10'2.00"O).

## 2. Acquisition in situ des données et analyses en laboratoire par le LEAV

Les prélèvements/mesures *in situ* ainsi que les analyses physico-chimiques ont été sous-traitées et réalisées par le Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la

Vendée (LEAV) basé à la Roche-sur-Yon pour les trois périodes étudiées, i.e. (du 12/10/04 au 28/12/04, du 25/01/05 au 22/03/05 et du 16/01/17 au 14/03/17 (en cours jusqu'à janvier 2019)). Tous les résultats présentés par le LEAV sont certifiés COFRAC (Comité Français d'Accréditation) et ont été obtenus par des méthodes normalisées (Annexe 1). Concernant les cinq exutoires du Marais Poitevin, les échantillons d'eau de surface ont été prélevés toutes les deux semaines au moment de la marée basse afin de mesurer les concentrations et flux venant du bassin versant en amont. Les mesures sur les trois chenaux (Vieux, Luçon et le Curé) ont été effectuées en amont des ouvrages hydrauliques ; celles effectuées au niveau du Lay et de la Sèvre l'ont été au niveau des ponts de l'Aiguillon et du Brault, respectivement (Figure 6). Les portes des ouvrages hydrauliques au niveau des trois chenaux étaient en général fermées au moment des échantillonnages en ce qui concerne l'hiver 2017.

Sur chacun des sites du Marais poitevin, la température ( $^{\circ}\text{C}$ ) et la conductivité ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de l'eau ont été mesurées par un thermomètre électronique et un conductimètre (WTW) raccordé à une sonde TETRACON 325 (limite de quantification LQ : 10) respectivement. La concentration en oxygène dissous ( $\mu\text{mol L}^{-1}$  et % SAT) ainsi que le pH de l'eau ont été mesurés par une sonde électrochimique (WTW Cellox 325, LQ : 0,5) et un pH-mètre respectivement. Les prélèvements d'eau ont ensuite servis aux analyses en laboratoire au LEAV.

- **Le matériel particulaire :** les matières en suspension MES ( $\text{mg L}^{-1}$ ) ont été obtenues par filtration sur un filtre en fibre de verre ( $0,7 \mu\text{m}$ ), puis séchées à  $105^{\circ}\text{C}$  et enfin, pesées par méthode gravimétrique (limite de quantification LQ : 2). La chlorophylle *a* et les phéopigments ont été mesurés par méthode spectrophotométrique après filtration de l'échantillon d'eau (filtre  $1,2 \mu\text{m}$ ), puis extraction à l'acétone 90%. L'absorbance a ensuite été mesurée (respectivement 665 et 750 nm) et les concentrations calculées d'après l'équation de Lorenzen (LQ : 1). Enfin, carbone organique total (COT- $\text{mg L}^{-1}$ ) a été mesuré à l'aide d'un analyseur BIORITECH (oxydation du carbone des matières organiques en dioxyde de carbone, grâce à la présence de persulfate de sodium). Le dioxyde de carbone formé a été dosé par un détecteur infra-rouge (LQ : 0,30).
- **Les nutriments minéraux dissous :** les concentrations en ammonium  $\text{NH}_4^+$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ), en nitrates  $\text{NO}_3^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) et en nitrites  $\text{NO}_2^-$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) ont été mesurées par une méthode spectrophotométrique en flux continu (LQ : 0,01, 0,05 et 0,01 respectivement). Les concentrations en orthophosphates  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) ont été obtenues par méthode

spectrophotométrique en flux continu pour les eaux douces et par méthode spectrophotométrique manuelle pour les faibles teneurs en eaux salines et saumâtres (LQ : 0,01). Enfin, les concentrations en silicates  $\text{SiO}_2$  ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ) ont été mesurées par réaction en milieu acide avec le molybdate d'ammonium pour former un composé silico-molybdique qui, réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique, ont été dosés en méthode spectrophotométrique manuelle (LQ : 0,18).

- **Les paramètres du système des carbonates :** l'alcalinité totale de l'eau a été mesurée par titrage avec une solution d'HCl 0,1N sur 100 mL d'échantillon filtré et ensuite calculée grâce à la fonction de linéarisation de Gran (Gran, 1952) avec un pH compris entre 4,2 et 3. La reproductibilité des mesures était de  $\pm 5 \text{mmol L}^{-1}$ . Les autres paramètres du système des carbonates, à savoir les concentrations en carbone inorganique dissous (CID), bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$ , carbonates  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{CO}_2^*$  dissous ( $\text{mmol L}^{-1}$ ) et les pressions partielles de  $\text{CO}_2$  (ppmv) ont été estimés à partir des mesures *in situ* de pH et d'alcalinité totale ainsi que des concentrations en nutriments ( $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{SiO}_2$ ) en utilisant les constantes d'acide carbonique précisées dans Mehrbach et al (1973) et modifié par Dickson et Millero (1987), la constante du bore de Lee et al (2010), la constante du soufre de Dickson (1990) et le coefficient de solubilité du  $\text{CO}_2$  de Weiss (1974). Les calculs ont été effectués à partir du programme  $\text{CO}_2$  System Calculations (version 2.1.), développé par Lewis et Wallace (1998) (voir références des constantes associées).

Pour chaque site, ont également été notés : la pluviométrie (à l'heure du prélèvement et sur la journée), la météo, la température de l'air (à l'heure du prélèvement), la pression atmosphérique, le coefficient maritime, l'état de la marée et l'état de l'ouvrage hydraulique (ouvert ou fermé).

### 3. Analyses des données

Les informations géographiques concernant les Unités Hydrologiques Cohérentes (UHC) (démographie, occupation du sol et hydrologie) ont été obtenues à partir de données fournies par l'EPMP et travaillées grâce au logiciel ArcMap 10.2. Les données démographiques sont issues du travail de l'INSEE (2014), l'occupation du sol provient du Corine Land Cover (2012) et celles de l'hydrologie ont été fournies par l'EPMP (moyennes 1981-2010). Les logiciels R3.3.2 et GraphPad Prism 7.03 ont été utilisés pour les différentes analyses

statistiques réalisées sur les données obtenues (Figures 8, 9, 13, 14 et 15). Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour tester la normalité des données, suivi par un test de Kruskal-Wallis (test non paramétrique) pour l'analyse des variances (ANOVA) et le test de Dunn de comparaison multiple (post-test) afin d'étudier les différences significatives (ou non) entre les différents cours d'eau et les trois périodes étudiées. Les différences et similitudes entre les cours d'eau ont été mises en évidence au travers d'Analyses en Correspondance Principale (ACP), réalisées pour chacune des trois périodes grâce au logiciel Xlstat (Figures 10, 11 et 12). Le modèle AROME de Météo France a été utilisé pour étudier les conditions météorologiques de chacune des périodes à la station du Chenal Vieux (46°18'58.69"N, 01°12'8.38"O) (température de l'air °C, nébulosité totale %, pression atmosphérique Pa, humidité relative %, vitesse  $\text{m s}^{-1}$  et direction ° du vent) (Figure 8). Le modèle dispose d'une résolution spatiale de 1300 m et temporelle d'une heure.

En raison du démarrage du projet en janvier 2017, les débits utilisés pour le calcul des flux de carbone et nutriments en Baie de l'Aiguillon correspondent aux mesures journalières disponibles dans la banque Hydro France. Les stations « N3511610 Le Lay à la Bretonnière [Port de la Claye] » et « La Sèvre Niortaise à Niort [La Tiffardière (totale 2)] N4300623 » ont été utilisées pour le Lay et la Sèvre respectivement. Une correction a été apportée à ces valeurs puisque les stations de la banque Hydro ne prennent pas en compte la totalité du bassin versant couverte par nos mesures qualitatives, notamment la partie avale du Lay (1713 au lieu des 2023  $\text{km}^2$ ) et de la Sèvre (1074 au lieu des 3346  $\text{km}^2$ ). Aucune mesure de débits n'existant pour les trois chenaux actuellement, en attendant la mise en place des stations de débits dans le cadre du projet, les débits du chenal Vieux d'une part et du canal de Luçon et du Curé d'autre part ont été estimés et normalisés en utilisant une relation surface/débit entre le Lay et la Sèvre et la surface de chacune des UHC correspondante aux trois chenaux respectivement (43, 107 et 385  $\text{km}^2$ ). Les données qualitatives ont été interpolées à un pas de temps journalier utilisé pour le calcul des flux et ces derniers ont été moyennés sur chacune des trois périodes étudiées (automne 2004, hiver 2005 et hiver 2017 - Figure 16).

## Résultats

### 1. Caractérisation des Unités Hydrologiques Cohérentes (UHC) du Marais poitevin

#### a. Démographie, hydrologie et occupation du sol

Au travers d'une analyse SIG des cinq UHC étudiées, des différences spatiales ont pu être mises en évidence (Tableau 1). La Sèvre présente la plus grande surface (536  $\text{km}^2$ ) avec une population totale de 156 550 habitants. Au contraire, le Curé et Chenal Vieux ne totalisent

que 32 et 43 km<sup>2</sup> respectivement, malgré des densités de population plus élevées (557 et 375 hab km<sup>-2</sup> respectivement) (Annexe 2a). Le Lay et Luçon présentent les densités de population les plus faibles (208 et 227 hab km<sup>-2</sup> respectivement). En ce qui concerne l'occupation du sol, les cultures céréalières et les prairies sont largement majoritaires (> 90 % de la surface de chaque UHC). Les cultures céréalières dominent dans les UHC de la Sèvre (69 %) et du Curé (55 %), mais ce sont les prairies qui ont la plus grande surface dans les UHC du Lay (62 %) et de Chenal Vieux (78%). Au contraire, les zones humides et les forêts sont minoritaires, représentant près de 5,5 % de la surface de l'UHC de Luçon et moins d'1 % de la surface de l'UHC du Lay (Tableau 1 - Annexe 2b). Les zones urbanisées représentent environ 1 % de la surface pour chaque UHC. La pluviométrie varie peu d'une UHC à l'autre : il y a en moyenne 821 mm dans le Lay contre 807 mm dans le Curé par an (Annexe 2c). Au total, 398 ouvrages hydrauliques répartis sur l'ensemble de la zone étudiée du Marais poitevin dont une majorité localisés sur les UHC de la Sèvre (151) et Luçon (128), sont susceptibles d'influencer la dynamique spatio-temporelle des nutriments et du carbone.

Tableau 1 : paramètres généraux des cinq UHC étudiées. Les données démographiques sont issues du travail de l'INSEE (2014), l'occupation du sol provient du Corine Land Cover (2012) et celles de l'hydrologie ont été fournies par l'EPMP (moyennes 1981-2010).

UHC	Lay	Chenal Vieux	Luçon	Sèvre	Curé	Total
<b>Démographie</b>						
Surface (km <sup>2</sup> )	127	43,3	107,3	536	32	845
Densité moyenne (hab km <sup>-2</sup> )	208	375	227	292	557	1 659
Population totale	26 446	16 245	24 362	156 550	17 815	241 418
<b>Occupation du sol</b>						
Zones humides (%)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Forêts (%)	0	< 1	5	2	2	2
Cultures (%)	35	20	48	69	55	58
Prairies (%)	62	78	44	27	41	37
Zones urbanisées (%)	1	< 1	1	1	< 1	1
<b>Hydrologie</b>						
Pluviométrie (mm an <sup>-1</sup> )	821	809	814	811	807	812
Ouvrages	74	23	128	151	22	398

### *b. Contexte météorologique de l'automne/hiver 2004-2005 et de l'hiver 2017*

Durant les deux périodes étudiées, une majorité de vents de direction Nord-Est a été enregistrée, avec une vitesse maximale de 16 m s<sup>-1</sup> à l'automne 2004 – hiver 2005 et 24 m s<sup>-1</sup> à l'hiver 2017 (Figure 7). Cette saison a été caractérisée par une pluviométrie faible (76 % inférieure aux normales de saison pour l'automne 2004 et 57 % pour l'hiver 2005) et des températures relativement élevées (moyenne de 10°C en automne et de 7°C en hiver), selon

MétéoFrance. En hiver 2017, deux périodes ont pu être observées : une période anticyclonique, ensoleillée avec des vents faibles et des températures basses (5-10°C) de début janvier à mi-février et une période plus humide, ventée et avec des températures de l'air élevées (10-15°C) de mi-février à mi-mars.

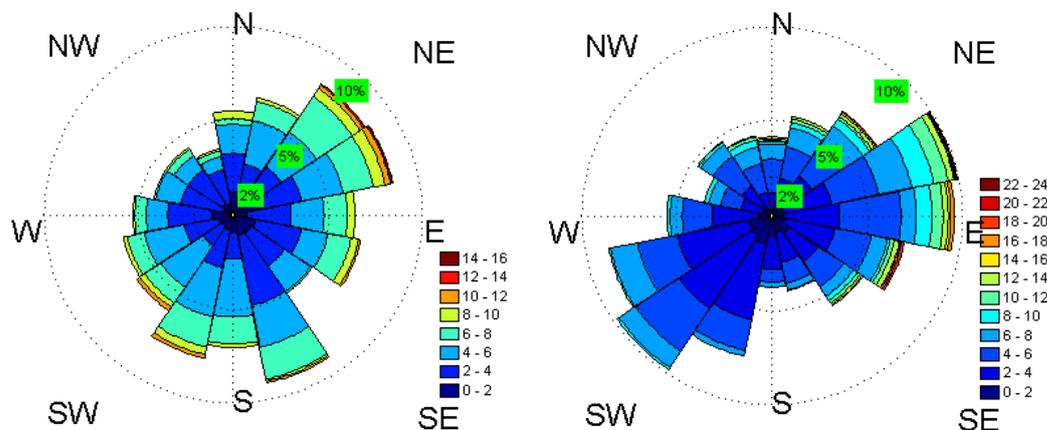


Figure 7 : roses des vents indiquant la direction et l'intensité du vent sur la période automne-hiver 2004-2005 (à gauche) et hiver 2017 (à droite). Les données sont issues du modèle AROME de MétéoFrance à la station chenal Vieux (46°18'58.69"N, 01°12'8.38"O).

## 2. Variations spatio-temporelles des nutriments et du carbone aux cinq exutoires

### a. Variations saisonnières et interannuelles

Durant l'automne 2004 et l'hiver 2005, des variations saisonnières significatives dans les paramètres mesurés au niveau des cinq exutoires ont pu être mises en évidence. Les températures de l'eau de surface ont varié en moyenne de  $7,2 \pm 5,2^\circ\text{C}$  dans le chenal Vieux en hiver 2005 jusqu'à  $11,6 \pm 4,9^\circ\text{C}$  dans le canal du Curé en automne 2004 (Annexe 3). Deux pics de débits ont été observés dans les cinq cours d'eau : le premier le 14 octobre 2004 ( $30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  dans le Lay) et le deuxième le 19 janvier 2005 ( $18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) dans le Lay (Figure 8). L'azote inorganique dissous était principalement représenté par les nitrates ( $> 70\%$  pour chaque site et chaque période). Les concentrations de  $\text{NO}_3^-$  étaient significativement plus élevées en hiver 2005 qu'en automne 2004 (test de Kruskal-Wallis,  $p < 0,0001$ ). En effet, il y a eu une augmentation progressive des concentrations de  $\text{NO}_3^-$  du début de l'automne à la fin de l'hiver, qui est particulièrement bien marquée pour le Curé : elle est passée de  $50 \mu\text{mol L}^{-1}$  le 12 octobre à  $700 \mu\text{mol L}^{-1}$  le 22 mars (Annexe 3). Au contraire, une diminution de  $\text{NH}_4^+$  s'est observée de l'automne à l'hiver (Annexe 3), malgré deux pics mesurés en automne 2004 (le 12 octobre et le 28 décembre, avec  $60 \mu\text{mol L}^{-1}$ ). De la même manière pour  $\text{PO}_4^{3-}$ , un pic de concentration a été observé le 21 janvier 2005 (Figure 8) pour les cinq exutoires, qui a atteint un maximum de  $19 \mu\text{mol L}^{-1}$  dans le Canal de Luçon (Annexe 3). Concernant les concentrations moyennes de  $\text{SiO}_2$ , elles étaient significativement plus élevées à l'automne

qu'en hiver (test de Dunn,  $p=0,03$ ). Par exemple, les concentrations dans la Sèvre sont passées de  $120 \mu\text{mol L}^{-1}$  le 12 octobre à  $10 \mu\text{mol L}^{-1}$  le 22 mars. Les concentrations en MES ont montré de fortes fluctuations au cours de la saison : dans le Lay, elles ont atteint un minimum de  $57 \text{ mg L}^{-1}$  le 3 novembre et un maximum de  $2508 \text{ mg L}^{-1}$  le 14 décembre. Le COT n'a pas varié au cours de la saison automne – hiver, avec des valeurs comprises entre  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (dans le Lay le 30 novembre 2004) et  $17 \text{ mg L}^{-1}$  (dans le Chenal Vieux le 25 janvier 2005) (Annexe 3). Enfin, la chlorophylle *a* est restée stable, avec cependant deux pics importants dans le Lay et la Sèvre (respectivement  $29$  et  $61 \mu\text{g L}^{-1}$  en décembre 2004 et  $64$  et  $37 \mu\text{g L}^{-1}$  en février 2005) et un pic dans le Curé ( $618 \mu\text{g L}^{-1}$  le 30 novembre 2004) (Figure 8).

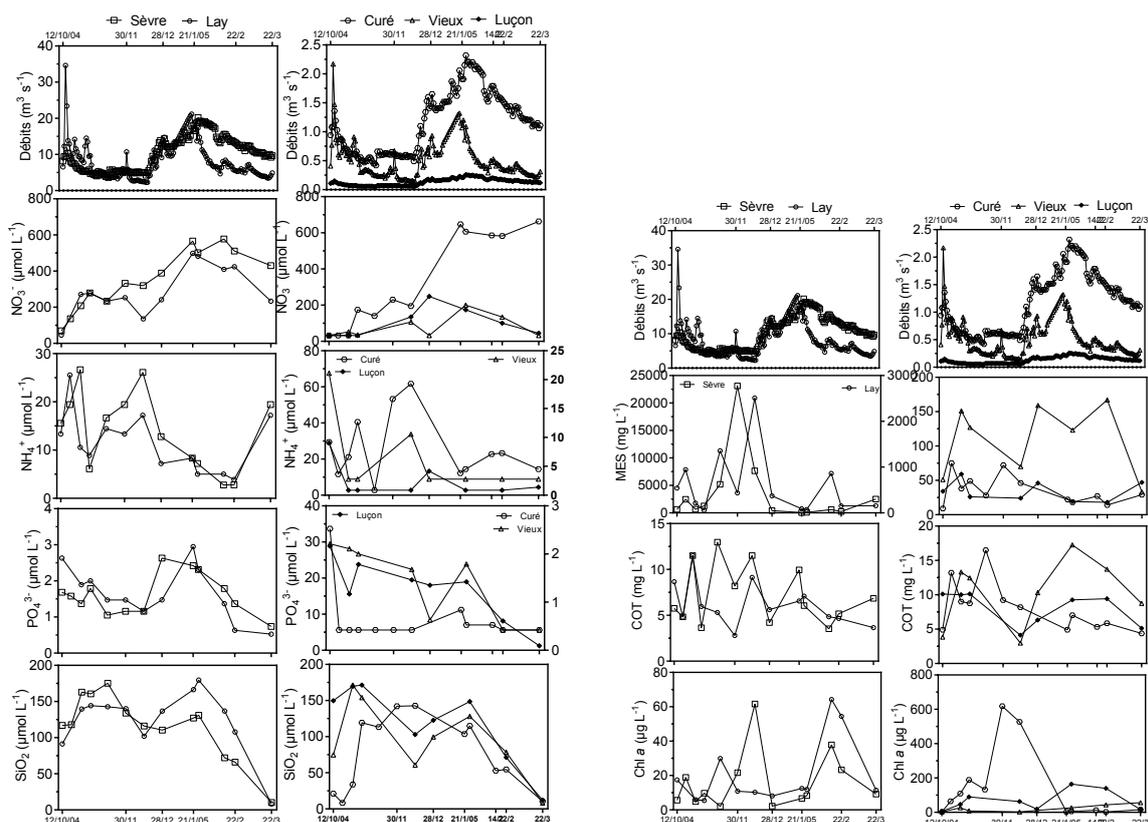


Figure 8 : évolution temporelle des nutriments minéraux (à gauche) et du matériel particulaire (à droite) durant la période octobre 2004 - mars 2005 dans les cinq exutoires. NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : nitrates, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : ammonium, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> : phosphates, SiO<sub>2</sub> : silicates, MES : matières en suspension, COT : carbone organique total, chl *a* : chlorophylle *a*.

Durant l'hiver 2017, des variations temporelles ont aussi été observées, bien qu'il n'y ait pas eu de différences significatives entre les hivers 2005 et 2017. Concernant les mesures de débits, des maximums de  $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (le 1<sup>er</sup> février) et de  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (le 28 février 2017) ont été mesurés dans la Sèvre pendant la première période ensoleillée de début janvier à mi-février et la deuxième période un peu plus humide de mi-février à mi-mars 2017, respectivement (Figure 9). Peu de variation temporelle dans la conductivité de l'eau a été observée durant l'hiver 2017 au sein de chaque cours d'eau, en raison de la stratégie

d'échantillonnage adoptée au moment de la marée basse. Cependant, si par exemple, dans le Chenal Vieux, la conductivité était en moyenne de  $1486 \pm 657,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ , des valeurs plus importantes ont été mesurées dans le Lay et la Sèvre (en moyenne  $23180 \pm 16443 \mu\text{S cm}^{-1}$  et  $5142 \pm 7650 \mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivement, Annexe 3). Ici encore, il y a eu une augmentation des concentrations de  $\text{NO}_3^-$  tout au long de la saison, avec des valeurs particulièrement élevées pour le Curé (maximum de  $810 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) et Luçon (maximum de  $530 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) mesurées le 14 mars 2017. De plus, dans le Canal de Luçon, les concentrations en  $\text{NH}_4^+$  sont passées d'une moyenne de  $3,0 \pm 0,9 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2005 à  $35,0 \pm 57,3 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2017 et celles de  $\text{PO}_4^{3-}$  ont chuté d'en moyenne  $9,0 \pm 8,9 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2005 à  $2,0 \pm 1,7 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2017. En revanche, les concentrations de silice ne se sont pas comportées comme en 2004-2005 : bien que les ordres de grandeurs soient restés les mêmes, elles ne sont pas descendues à  $10 \mu\text{mol L}^{-1}$  mais se sont stabilisées aux alentours de  $150 \mu\text{mol L}^{-1}$  pour tous les exutoires au 14 mars. Le pH a peu varié en hiver 2017 entre les cours d'eau avec une moyenne maximale de  $8,6 \pm 0,5$  pour Luçon et une moyenne minimale de  $7,8 \pm 0,1$  pour le Lay (Annexe 3). Si les mesures d'alcalinité sont restées constantes dans le Lay et la Sèvre durant 2017, elles ont au contraire augmenté dans les chenaux, au moment de la période la plus humide. Les  $\text{pCO}_2$  estimées à partir des mesures de pH et d'alcalinité en hiver 2017 ont été deux fois plus élevées dans le Lay et la Sèvre que dans les chenaux (en moyenne  $1579 \pm 680$  et  $3643 \pm 2982$  ppmv pour le Lay et la Sèvre, contre  $616 \pm 623$  et  $960 \pm 1605$  ppmv pour Chenal Vieux et Luçon, respectivement). Cependant, une augmentation a eu lieu dans l'ensemble des cours d'eau à partir du 28 février jusqu'au 14 mars (jusqu'à 4000 ppmv pour la Sèvre et Luçon, 3000 ppmv pour le Lay et le Curé et 1500 ppmv pour Chenal Vieux). Les concentrations de MES de l'hiver 2017 étaient plus faibles qu'en 2004-2005 pour le Lay et la Sèvre, avec une moyenne de  $4098 \pm 3238 \text{ mg L}^{-1}$  pour la Sèvre et une moyenne de  $469 \pm 392 \text{ mg L}^{-1}$  pour le Lay (Annexe 3). Les chenaux quant à eux étaient beaucoup moins chargés en MES (maximum de  $350 \text{ mg L}^{-1}$  pour Chenal Vieux). Enfin, des variations spatiales de concentrations de chlorophylle *a* ont été mesurées durant l'hiver 2017 aux cinq exutoires et elles étaient plus importantes dans les chenaux que dans le Lay et la Sèvre. Par exemple, elles ont varié en moyenne de  $21 \pm 12 \mu\text{g L}^{-1}$  dans le Lay à  $68 \pm 37 \mu\text{g L}^{-1}$  dans le Canal de Luçon (Figure 9).

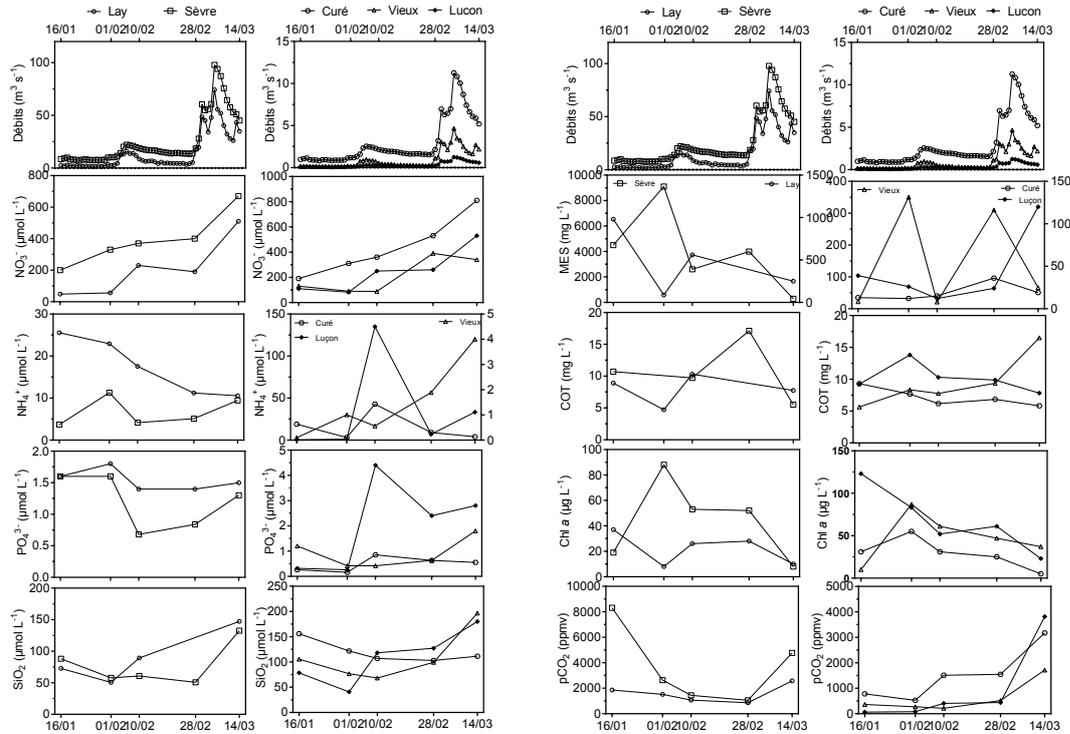


Figure 9 : évolution temporelle des nutriments minéraux (à gauche) et du matériel particulaire et des pressions partielles de CO<sub>2</sub> (pCO<sub>2</sub>) (à droite) durant l'hiver 2017 dans les cinq exutoires.

### *b. Différences et similitudes entre les cinq exutoires étudiés*

En 2004-2005, des différences et des similitudes spatiales ont été mises en évidence au travers des analyses en composantes principales réalisées (ACP : Figures 10 et 11). Des valeurs de débits bien plus fortes ont caractérisé le Lay et la Sèvre contrairement aux autres cours d'eau: les ACP distinguent clairement ces deux cours d'eau et montrent une forte corrélation entre le débit et les MES (Figures 10 et 11). Des différences significatives dans les concentrations en MES (test de Kruskal-Wallis,  $p < 0,0001$ ) ont pu être dégagées entre les deux cours d'eau majeurs d'une part, et les chenaux (Luçon et le Curé principalement) d'autre part (Figure 10). Comme le montrent les ACP, de fortes variations de nutriments ont également été mises en évidence. En effet, les concentrations de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> du Chenal Vieux étaient significativement inférieures à celles des autres cours d'eau et elles étaient bien plus élevées dans le Canal du Curé et celui de Luçon (test de Kruskal-Wallis,  $p < 0,001$ ) (Figure 10 - Annexe 3). De plus, les concentrations de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> en 2004 ont varié de  $14 \pm 6 \mu\text{mol L}^{-1}$  dans le Curé à  $2 \pm 1 \mu\text{mol L}^{-1}$  dans le Chenal Vieux en moyenne. Celles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en 2005 étaient de  $616 \pm 36 \mu\text{mol L}^{-1}$  dans le Canal du Curé alors qu'elles étaient de  $106 \pm 64 \mu\text{mol L}^{-1}$  dans le Canal de Luçon. Enfin, les ACP (Figures 10 et 11) ont mis en évidence que les concentrations de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> sont en moyenne plus élevées dans le Canal de Luçon ( $21 \pm 5 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2004 et  $9 \pm 8$

$\mu\text{mol L}^{-1}$  en 2005). Les concentrations en chlorophylle *a* ont montré également de fortes variations spatiales (test de Dunn entre Luçon et la Sèvre,  $p=0,04$ ). En effet, des valeurs maximales ont été mesurées dans certains cours d'eau, comme dans le Curé en 2004 avec  $234 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figure 10 – Annexe 3) et dans le Canal de Luçon en 2005 avec  $106 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figure 11 – Annexe 3). Au contraire, comme illustrées par les ACP, des valeurs bien plus basses ont été observées dans les grands cours d'eau du Lay et la Sèvre ou encore dans les chenaux à certaines périodes (i.e.  $10 \mu\text{g L}^{-1}$  dans le Chenal Vieux le 28 décembre 2004 et  $7 \mu\text{g L}^{-1}$  dans le Curé le 22 février 2005).

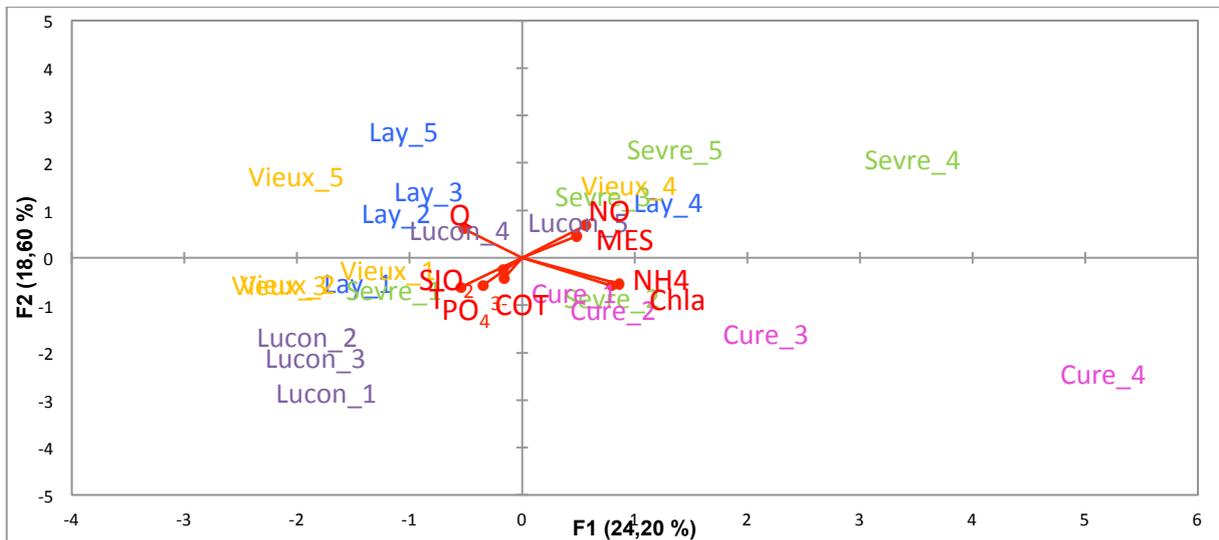


Figure 10 : Analyse en Composantes Principales de l'automne 2004 avec en rouge les neuf paramètres et en couleur les cinq cours d'eau et leurs dates d'échantillonnages (1 à 5).

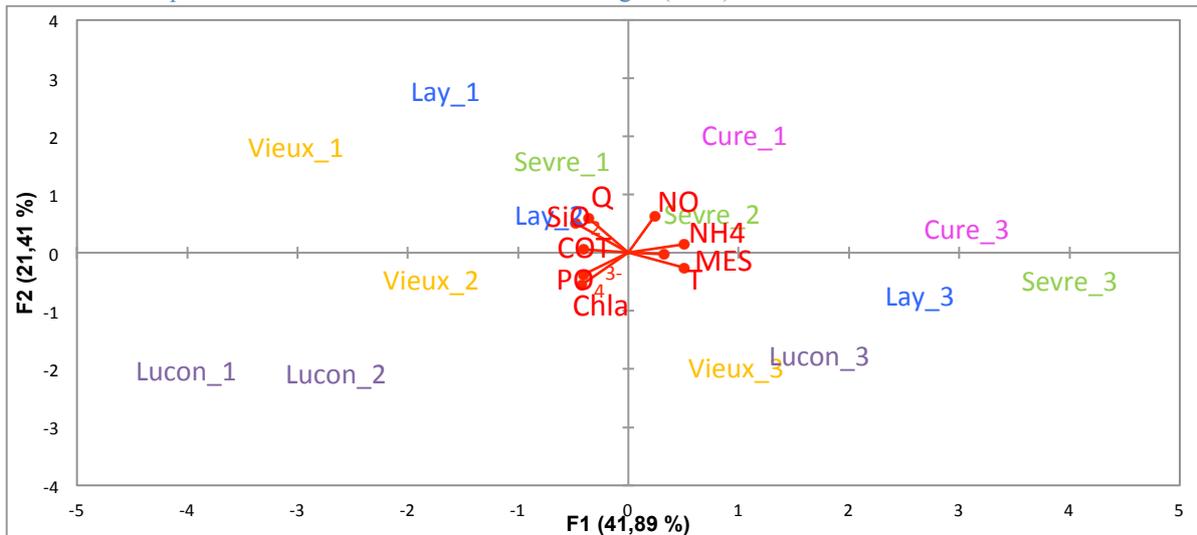


Figure 11 : Analyse en Composantes Principales de l'hiver 2005 avec en rouge les neuf paramètres et en couleur les cinq cours d'eau et leurs dates d'échantillonnages (1 à 3).

Les variations spatiales observées en 2004-2005 se sont confirmées en hiver 2017. La conductivité enregistrée un moment donné était très variable d'un cours d'eau à l'autre : en moyenne  $23180 \mu\text{S cm}^{-1}$  pour le Lay contre  $3166 \mu\text{S cm}^{-1}$  pour le Curé (Annexe 3). Selon

l'ACP (Figure 12), le Lay et la Sèvre sont opposés aux chenaux par des valeurs moyennes de pCO<sub>2</sub> et MES plus élevées (1579±680 et 3643±2982 ppmv, et 469±392 et 4098±3238 mg L<sup>-1</sup>, respectivement). Au contraire, les petits chenaux semblaient en général moins turbides et plus productifs sur les périodes étudiées. En effet, comme le montre l'ACP (Figure 12), Luçon, le Curé et Chenal Vieux étaient marqués par des valeurs élevées de chlorophylle *a* (en moyenne 68±37 µg L<sup>-1</sup> dans le Canal de Luçon) et des pCO<sub>2</sub> faibles (<1000 ppmv pour le Chenal Vieux et Luçon) (Annexe 3). Enfin, l'ACP montre que l'alcalinité était plus élevée dans la Sèvre et dans le Curé (en moyenne 7,8±6 mmol L<sup>-1</sup> et 5,4±0,3 mmol L<sup>-1</sup> respectivement). La période de crues observée entre mi-février et mi-mars est bien marquée (date n°5 sur la figure 12) et était accompagnée de forts débits et de concentrations importantes en silice, phosphates et azote.

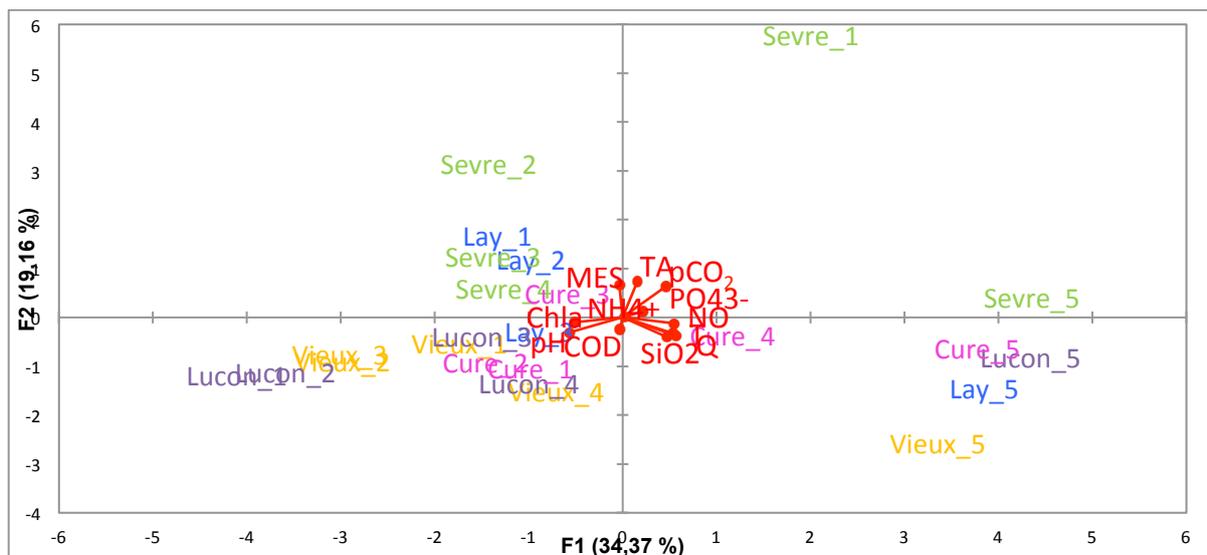


Figure 12 : Analyse en Composantes Principales de l'hiver 2017 avec en rouge les douze paramètres et en couleur les cinq cours d'eau et leurs dates d'échantillonnages (1 à 5).

### 3. Facteurs de contrôle

#### a. Contrôle par le débit

Pour chaque cours d'eau, des corrélations positives entre les concentrations de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, de SiO<sub>2</sub> et le débit ont pu être mises en évidence en saison hivernale et notamment en 2017 ( $R^2 > 0,8$  - figure 13). Des différences ont opposé les deux cours d'eau majeurs aux trois chenaux. En effet, les concentrations en PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> étaient corrélées positivement ( $R^2 > 0,9$ ) avec le débit pour la période 2004-2005 dans le Lay et la Sèvre, ce qui n'était pas le cas pour les chenaux. Dans les chenaux, des corrélations négative pour l'oxygène dissous ( $R^2 > 0,6$ ) et positive pour la pCO<sub>2</sub> ( $R^2 > 0,7$ ) ont été mises en évidence et qui, au contraire, ne l'ont pas été pour le Lay et la Sèvre. Egalement, dans le Canal de Luçon et le Curé, en 2017, les concentrations de chlorophylle *a* ont été corrélées négativement avec le débit ( $R^2 > 0,7$ ). De

plus, en 2017, les MES ont eu un comportement très différent selon le cours d'eau, i.e. corrélées positivement et négativement avec les débits dans le Canal de Luçon et la Sèvre respectivement (Figure 13).

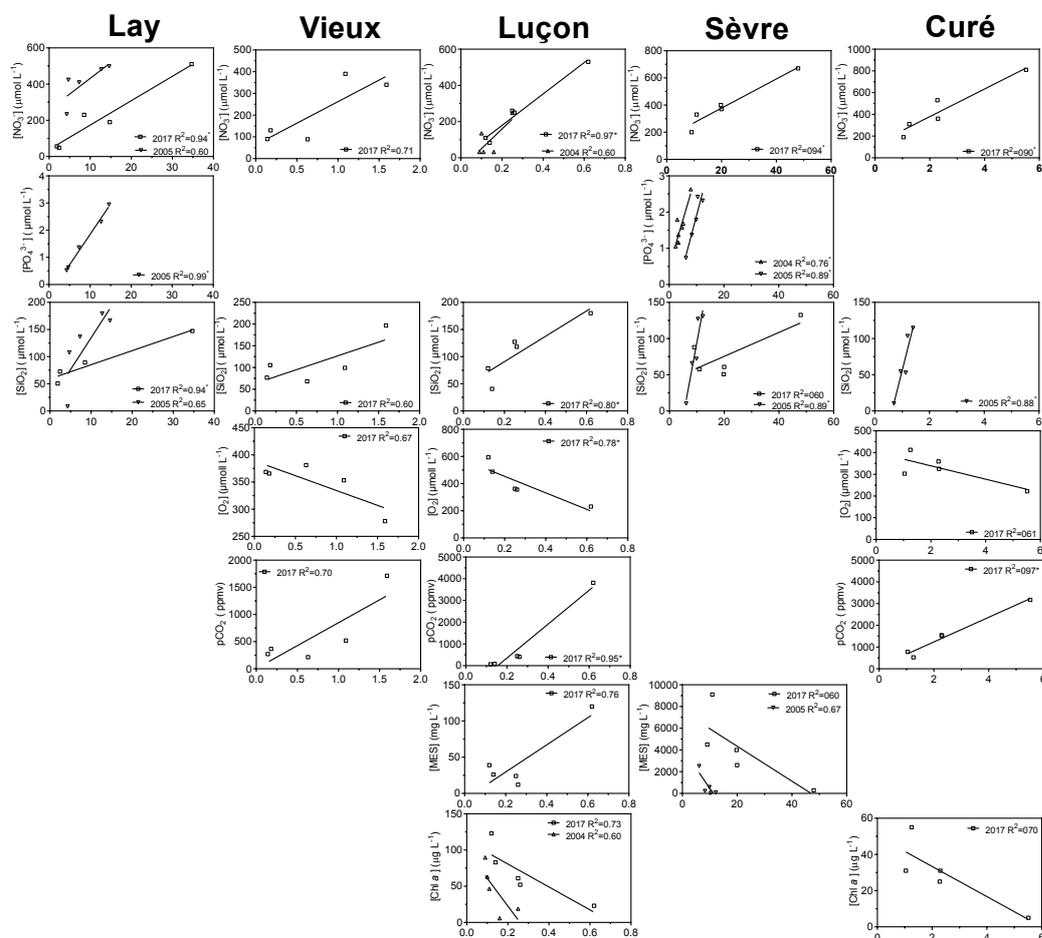


Figure 13 : Corrélations des paramètres physico-chimiques avec les débits ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ) dans les cinq exutoires pour les trois périodes étudiées (\* :  $p < 0,01$ ). Seules les corrélations significatives (\*) et non significatives avec un  $R^2 > 0,6$  sont présentées.

### *b. Influence de l'occupation du sol*

L'influence des paramètres environnementaux sur l'ensemble des cinq cours d'eau a également été mise en évidence. Concernant le débit, des corrélations positives pour la silice ( $R^2 > 0,8$ ) et la  $\text{pCO}_2$  ( $R^2 > 0,8$ ), et négative pour les MES ( $R^2 > 0,8$ ) ont été calculées. L'occupation du sol a un effet significatif sur l'alcalinité ( $R^2 > 0,8$ ), sur la  $\text{pCO}_2$  ( $R^2 > 0,5$ ) ainsi que sur la concentration de  $\text{NO}_3^-$  ( $R^2 > 0,6$ ). Cependant, ces paramètres sont corrélés positivement avec les cultures céréalières ( $R^2 > 0,6$ ) et négativement avec les prairies ( $R^2 > 0,5$ ) (Figure 14).

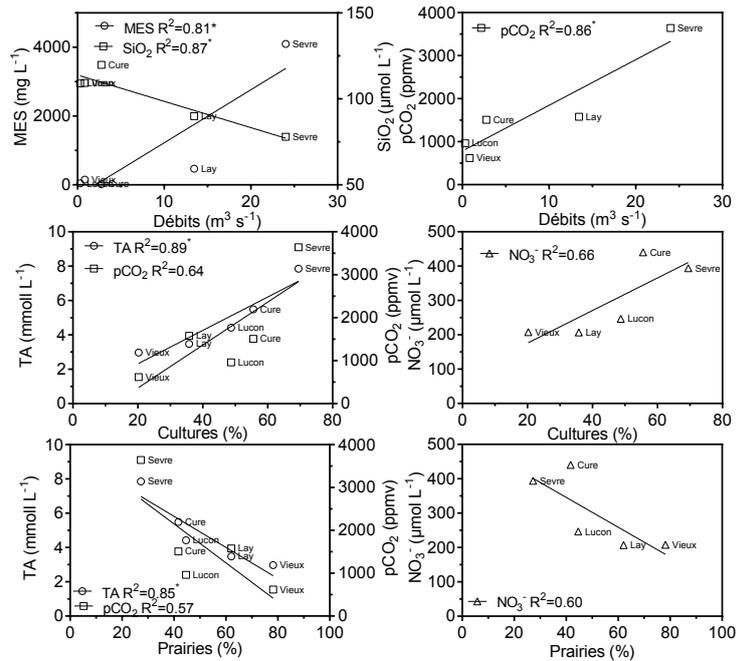


Figure 14 : Corrélations entre les paramètres physico-chimiques mesurés en 2017 et les caractéristiques environnementales des UHC (\* :  $p < 0,01$ ). Seules les corrélations significatives (\*) non significatives avec un  $R^2 > 0,5$  sont présentées.

#### 4. Flux terrestres associés

D'une manière générale, et quel que soit le cours d'eau, les flux de carbone et de nutriments étaient plus importants en 2017 qu'en 2004-2005. Egalement, ceux de l'hiver 2005 étaient plus élevés que ceux de l'automne 2004 (Figure 15). Cette tendance suit celle des débits journaliers, qui étaient plus importants dans les cours d'eau majeurs, le Lay et la Sèvre, que dans les chenaux. Par conséquent, les flux associés de carbone et de nutriments étaient plus élevés dans le Lay et la Sèvre que dans les chenaux. La Sèvre est le cours d'eau qui a le plus contribué à l'apport de carbone et de nutriments en Baie de l'Aiguillon (52 % contre 37 % pour le Lay en 2004-2005 et 69 % contre 20 % pour le Lay en 2017) et Luçon est celui qui y a le moins contribué (0,5 % en 2004-2005 et 0,7 % en 2017). De plus, en 2017, tout cours d'eau confondu, le carbone inorganique dissous a été l'élément majoritairement exporté (77 %), suivi par le carbone organique total (13 %) et enfin les formes dissoutes de l'azote (6 %), de la silice (1 %) et du phosphore (0,1 %). Le CID était représenté principalement par la forme ionique  $\text{HCO}_3^-$ . En 2004 – 2005, le CID n'ayant pas été calculé, le COT était la forme majeure exportée (51 %), suivi cette fois encore par les formes dissoutes de l'azote (37 %), de la silice (10 %) et du phosphore (0,1 %).

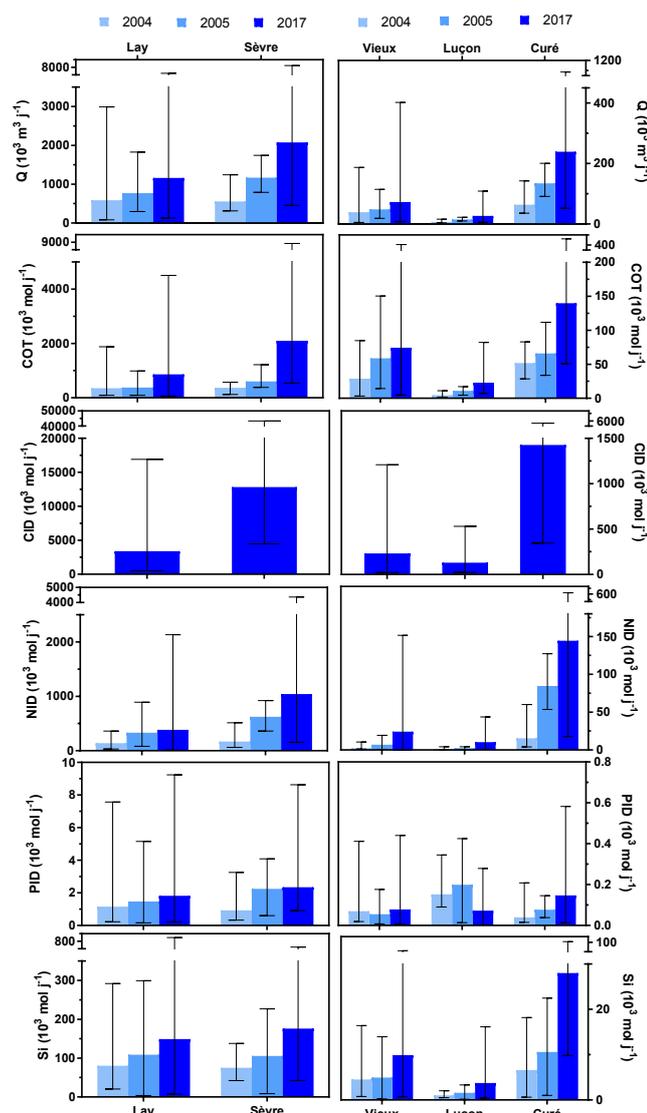


Figure 15 : estimation des flux du carbone et de nutriments au niveau des cinq cours d'eau durant les trois périodes étudiées (automne 2004, hiver 2005 et hiver 2017).

## Discussion

### 1. Contexte hydroclimatique du Marais poitevin

Actuellement, une modification de l'indice climatique NAO (North Atlantic Oscillation), probablement due à la circulation atmosphérique, entraîne des variations climatiques annuelles sur la façade atlantique (Soletchnik et al, 2017). Nos résultats semblent s'inscrire dans cette tendance générale. En effet, Météo France a calculé que la pluviométrie de l'hiver 2005 était en moyenne de 27,8 mm par mois (soit 57 % inférieure à la normale de saison), alors qu'en hiver 2017, la pluviométrie moyenne était de 53,7 mm par mois (44 % inférieure à la normale de saison). Cependant, malgré la baisse généralisée des débits des fleuves français de 40 % d'ici 2050 (Ducharne et al, 2003), cette dernière ne semble pas

s'observer entre les périodes automne-hiver 2004-2005 et hiver 2017 au niveau du Marais poitevin. En effet, les débits enregistrés par Hydro France et estimés au niveau des différents sites suivis depuis janvier 2017 sont plus élevés que ceux mesurés sur la même période en 2005. Les débits des cours d'eau résultent des précipitations sur les bassins versants, en tenant compte de l'évapotranspiration, du ruissellement dans les nappes phréatiques et des prélèvements anthropiques (Soletchnik et al, 2017). Cette différence entre les deux périodes peut en partie être expliquée par les conditions météorologiques observées. Les vents intenses associés aux fortes précipitations dues aux tempêtes ont été plus fréquents en 2017 qu'en 2004-2005 (Figure 7). A titre de comparaison, dans la Charente, la même augmentation des débits entre les deux périodes a également été observée ( $53 \pm 10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en 2005 et  $71 \pm 55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  en 2017). Par conséquent, l'année 2004-2005 a été particulièrement sèche. Cette observation est corroborée par une analyse des régimes hydrologiques du Pertuis charentais de 1998 à 2014, montrant que la Sèvre a eu un débit hivernal moyen en 2005 plus faible de  $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  par rapport aux valeurs hivernales moyennes calculées (Béchemin et al, 2014).

## ***2. Dynamique saisonnière marquée entre l'automne 2004 et l'hiver 2005***

Si aucune variation interannuelle (hiver 2005 – hiver 2017) dans les paramètres mesurés n'a été mise en évidence dans cette étude, des variations saisonnières significatives liées aux différents facteurs de contrôle dans les nutriments minéraux et le matériel particulaire ont pu être observées. Notre stratégie d'échantillonnage ne nous a pas permis de suivre les paramètres mesurés à un pas de temps journalier. Néanmoins, un contrôle fort par le débit a pu être démontré. En effet, ce dernier entraîne en général une augmentation des éléments, à cause du lessivage important des sols (Guillaud et al, 2008 ; Statham, 2012 ; Rankinen et al, 2016). Dans notre étude, des corrélations positives avec le débit ont été trouvées pour les nitrates et les silicates dans les cinq cours d'eau et entre les phosphates et le débit pour le Lay et la Sèvre, principalement en hiver (2005 et 2017). Ces corrélations ont pu être expliquées notamment par des débits plus importants en hiver qu'en automne.

Le NID est en général plus abondant en hiver qu'au printemps dans les zones tempérées, sa concentration étant corrélée au débit (DeWit et al, 2005). Dans cette étude, les concentrations en nitrates ont montré une forte augmentation entre l'automne 2004 et l'hiver 2005 (Figure 8). Cette observation a également été faite dans deux autres fleuves belges (l'Escaut et le Dendre) par Abril (1999), les concentrations de nitrates passant de  $0 \mu\text{mol L}^{-1}$  en automne 1997 à environ  $600 \mu\text{mol L}^{-1}$  en hiver 1998. De la même manière, des pics de phosphore ont été mesurés au niveau du Marais poitevin en hiver 2005 seulement.

L'augmentation des températures de l'eau à cette période a pu en partie entraîner une libération des phosphates alors piégés dans les sédiments, comme l'a montré Jin et al (2005) dans les sédiments des lacs en milieu tempéré. Ces mêmes pics ont été observés en hiver 1998 dans le Dendre ( $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ ), le Nete ( $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) et la Tamise ( $80 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) (Abril, 1999). En comparaison, en hiver 2001, dans la Loire, les concentrations de nitrates étaient comprises entre 0 et  $200 \mu\text{mol L}^{-1}$  et celles de phosphates entre 1 et  $4 \mu\text{mol L}^{-1}$  (Dussauze et al, 2001). Les nutriments sont également fortement contrôlés par les facteurs biotiques sous certaines conditions environnementales. Les pics de concentrations en  $\text{NH}_4^+$  observés en automne 2004 ont pu traduire un fort métabolisme hétérotrophe, en général associés à une intense reminéralisation de la matière organique morte, comme montré ailleurs par Badr et al (2008). Ces pics sont particulièrement importants dans les cours d'eau productifs (concentrations en chlorophylle *a* élevées) à faible hydrodynamisme, comme c'est le cas dans les trois chenaux étudiés, qui ont montré des valeurs de  $\text{NH}_4^+$  bien plus élevées que celles des systèmes estuariens du Lay et de la Sèvre (Figures 8 et 9). Ces pics automnaux ont aussi été enregistrés dans l'Escaut ( $400 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) et le Dendre ( $600 \mu\text{mol L}^{-1}$ ) en automne 1997 (Abril, 1999). De plus, une différence significative dans les concentrations en silice a été observée entre l'automne 2004 et l'hiver 2005, qui pourrait s'expliquer par un contrôle biologique. Par exemple, dans la rivière Oder (Allemagne et Pologne), les concentrations de silice dissoute sont passées de  $250 \mu\text{mol L}^{-1}$  en hiver à  $1 \mu\text{mol L}^{-1}$  au début du printemps, et ont pu être expliquées par la croissance des diatomées (Pastuszak et al, 2008).

Concernant les concentrations en chlorophylles *a*, de nombreux pics pour chaque période étudiée ont pu être observés et associés aux conditions météorologiques appropriées (temps calme, sec et lumineux). En effet, la lumière est un facteur limitant pour la pousse du phytoplancton, contrairement au facteur température (Labry et al, 2001). De plus, les débits influencent le temps de résidence des eaux, qui eux-mêmes déterminent la disponibilité et l'utilisation des nutriments par le phytoplancton (Paerl et al, 2006 ; Bec et al, 2011). Ainsi, la remise en suspension provoquée par les débits automnaux permet en général une plus grande biodisponibilité des nutriments et entraîne un bloom phytoplanctonique, comme mesuré par exemple dans le Golfe de Trieste (Cossarini et al, 2012). De plus, en cas d'année sèche comme observé dans cette étude, les portes des ouvrages hydrauliques du Marais poitevin sont le plus souvent fermées afin d'éviter les pertes d'eaux douces, nécessaires à l'agriculture et à la population. Cela crée donc des systèmes stables et permet le développement important de chlorophylle *a*, comme par exemple dans le Canal de Luçon, celui du Curé et de Chenal Vieux durant les périodes étudiées et notamment en hiver 2017. Bien que des analyses de

flore phytoplanctonique nous permettraient d'aller plus loin, il pourrait s'agir de blooms de diatomées comme observé dans d'autres études (Labry et al, 2001 ; Billen et Garnier, 2007 ; Cossarini et al, 2012 ; Struyf et Conley, 2012).

### *3. Typologie des sous-systèmes du Marais poitevin : différences et similitudes*

Le Marais poitevin, de par son histoire, est une zone fortement anthropisée, comme le sont généralement les zones côtières. En effet, les retenues d'eau douce, utilisée pour l'agriculture et les villes ont provoqué une forte modification du paysage. De plus, la gestion des ouvrages hydrauliques n'est pas la même d'un cours d'eau à l'autre. Les portes sont gérées de manière spécifique et désynchronisée en fonction du cours d'eau, altérant ainsi la dynamique du carbone et des nutriments exportés en Baie de l'Aiguillon et dans le Pertuis Breton. De fortes disparités spatiales entre les cinq cours d'eau ont ainsi pu être mises en évidence dans cette étude, liées notamment à la géomorphologie des cours d'eau suivis. D'un côté, le Lay et la Sèvre sont des systèmes de type estuarien, avec un fort hydrodynamisme caractérisé par une influence marquée de la marée et des débits, et donc de forts gradients de température et surtout de salinité (par exemple au niveau du Lay : 2,3°C et 26,2 le 14/03/17 et 0,8 et 11,3 le 16/01/17, respectivement, mesurés par sonde STPS haute fréquence à 10 minutes). Ces systèmes sont en général très turbides en raison du lessivage intense des bassins versants associés. Or, lorsque la concentration en MES dépasse 250 mg L<sup>-1</sup>, il reste moins de 5 % de l'éclairement de surface à 50 cm de profondeur (Capblancq et Decamps, 2002). Les eaux estuariennes sont alors caractérisées par une faible production primaire autochtone et au contraire une intense minéralisation de la matière organique les rendant fortement hétérotrophes. Ceci a d'ailleurs été confirmé au cours de cette étude en 2017 par des valeurs de pCO<sub>2</sub> élevées dans le Lay et la Sèvre (Figure 12). De l'autre côté, les trois chenaux étudiés (Luçon, le Curé et le Chenal Vieux) sont plus petits, caractérisés par un hydrodynamisme moindre, avec des débits plus faibles et des eaux plus stagnantes, tout ceci amplifié par la gestion anthropique des portes à la mer en général fermées. Ces systèmes sont également moins turbides et donc plus productifs avec des concentrations élevées en chlorophylle *a* liées à l'utilisation des nutriments biodisponibles dans la colonne d'eau. Les eaux stagnantes permettent en effet le développement et l'installation de blooms phytoplanctoniques, et sont alors caractérisées par des concentrations d'O<sub>2</sub> dissous élevées et des pCO<sub>2</sub> plus faibles, comme observées dans les chenaux du Marais poitevin en 2017 et ailleurs par Sunda et Cai (2012). A noter qu'une hypothèse a pu être formulée concernant les pCO<sub>2</sub> au contraire plus élevées mesurées dans la Sèvre au mois de janvier, en période ensoleillée. Une production

primaire allochtone phytoplanctonique plus en amont, ou bien microphytobenthique comme observée en bordure de la Sèvre à marée basse, remise en suspension à marée montante et rapidement minéralisée dans la colonne d'eau pourrait expliquer ces pCO<sub>2</sub> élevées au point de mesure dans la Sèvre. Bolpagni et al (2016) ont démontré que les zones émergées en présence notamment de microphytobenthos au sein des systèmes aquatiques continentaux pouvaient jouer un rôle clé la dynamique du carbone et des flux de CO<sub>2</sub> atmosphérique en balançant les flux de CO<sub>2</sub> émis par ces systèmes vers l'atmosphère. Des analyses supplémentaires de flores phytoplanctoniques ou encore multiparamètres (isotopie du <sup>13</sup>C et <sup>15</sup>N, rapports C/N, COP/Chl *a*, acides gras) permettraient de confirmer ou non cette hypothèse et de caractériser au mieux l'origine de cette matière organique dans la Sèvre et les autres cours d'eau (végétaux terrestres, phytoplancton, microphytobenthos...). Les différences spatiales observées dans les nutriments ont pu également être expliqués par la structure des UHC et notamment l'occupation du sol. Cette dernière est en effet un facteur clé dans le contrôle des concentrations et des flux de nutriments résultants dans les cours d'eau (DeWit et al, 2005 ; Little et al, 2008). Concernant l'azote, le Code de la Santé Publique (CSP du 21 mai 2003) établit que les eaux superficielles utilisées pour produire de l'eau potable ne doivent pas excéder 50 mg L<sup>-1</sup> (environ 800 µmol L<sup>-1</sup>), ce qui est au-dessus des concentrations mesurées pour tous les cours sur les deux périodes étudiées. Les concentrations en nitrates dans le Curé et la Sèvre ont été plus élevées que dans les autres cours d'eau (Figures 10, 11 et 12). Contrairement aux UHC du Lay et du Chenal Vieux, celles du Curé et de la Sèvre sont majoritairement dominées par les cultures céréalières, qui nécessitent des apports en engrais azotés plus importants. Les nitrates ont été corrélés positivement au pourcentage de culture et négativement à celui des prairies (Figure 14). Longphuir et al (2015) ont montré qu'en Irlande, une politique de diminution des engrais azotés a permis une diminution significative de l'azote dissous dans les rivières. En outre, les forêts retiennent mieux les nutriments grâce à leur couvert végétal (Canton, 2009). Les nitrates ont également la particularité de ne pas s'adsorber aux particules du sol, ce qui rend leur lessivage et leur passage dans les rivières et les nappes phréatiques très fréquents (Longphuir et al, 2015). Au contraire, les phosphates également utilisés comme engrais dans les cultures, se désorbent des particules lorsqu'ils arrivent en milieu salé (Blomqvist et al, 2004 ; Paytan et McLaughlin, 2007 ; Meng et al, 2015). Ils se retrouvent dans la colonne d'eau de façon différente en fonction du cours d'eau considéré et de sa dynamique des eaux douces et salées. Le phosphore en général limitant dans les eaux de rivière a également permis de différencier les exutoires du Marais poitevin étudiés. En effet, en dessous de 3 µg L<sup>-1</sup>, le taux de croissance des algues est ralenti en raison

de la difficulté à s’approvisionner en phosphore (Capblancq et Decamps, 2002). Cette concentration a été mesurée dans tous les cours d’eau sauf pour Luçon en 2017, et pour le Lay et la Sèvre en 2004-2005 (Figures 8 et 9). Les fortes teneurs en phosphates dans le canal de Luçon ont pu être mises en relation avec la présence d’une station d’épuration à proximité, dont la gestion ne serait pas la même que dans le reste du Marais poitevin.

Enfin, bien que globalement très forte, l’alcalinité des eaux de surface a été plus élevée dans la Sèvre et le Curé que dans les autres cours d’eau. Cela serait lié à la localisation géographique et à la nature géologique des nappes phréatiques situées plus à l’Est du Marais poitevin (Soismier et al, 2014). Ces couches sont principalement faites de roches carbonatées, très présentes dans la région (Lacouture, 1996) et pourraient donc expliquer les valeurs élevées d’alcalinité dans ces deux UHC. L’alcalinité des eaux continentales du Marais, composée principalement d’ions  $\text{HCO}_3^-$  et  $\text{CO}_3^{2-}$  est également largement influencée par la nature des sols composés de marnes et vases à scrobiculaires datant de la transgression flandrienne et très présents dans cette région (Soismier et al, 2014).

#### *4. Export terrestre de carbone et des nutriments*

Les estimations des flux terrestres des exutoires du Marais poitevin en Baie de l’Aiguillon ont permis de mettre en évidence une augmentation de l’export de nutriments entre 2004-2005 et 2017, probablement liée à l’augmentation des débits comme discuté précédemment. Une étude sur les flux biogènes exportés par la Leyre en Baie d’Arcachon de 1970 à 2008 a montré une augmentation globale des flux d’azote dissous (de  $200 \cdot 10^3 \text{ kg an}^{-1}$  à  $800 \cdot 10^3 \text{ kg an}^{-1}$ ) et au contraire une diminution des flux de phosphore dissous (de  $40 \cdot 10^3 \text{ kg an}^{-1}$  à  $5 \cdot 10^3 \text{ kg an}^{-1}$ ), expliqués par une intensification de l’agriculture (Canton et al, 2012). Les calculs des flux de chaque cours d’eau en hiver 2017 ont montré que le carbone inorganique dissous était le principal élément apporté en Baie de l’Aiguillon (77 %). Meybeck (1993) a estimé à 60,3 % le flux moyen de carbone inorganique dissous exporté par les rivières tempérées. Cependant, sur l’ensemble du flux de CID exporté par les cours d’eau du Marais poitevin, une partie est très probablement dégazée vers l’atmosphère en raison de la sursaturation du  $\text{CO}_2$  dans ses eaux terrestres (Polsenaere et al, 2012). Des estimations récentes ont montré que les zones côtières émettaient environ  $0,27 \pm 0,23 \text{ GtC an}^{-1}$  vers l’atmosphère (Laruelle et al, 2010). Si les lacs et rivières et les estuaires émettent de grandes quantités de  $\text{CO}_2$  vers l’atmosphère de par la forte dégradation de matière organique présente dans leurs eaux ( $1$  et  $0,3 \text{ Pg C an}^{-1}$  respectivement), les zones humides au contraire captent le  $\text{CO}_2$  atmosphérique de par l’intense activité photosynthétique de leurs producteurs primaires

(0,5 Pg C an<sup>-1</sup>) (Bauer et al, 2013). L'excès de CO<sub>2</sub>, défini comme la quantité de CID transféré théoriquement sous la forme de CO<sub>2</sub> vers l'atmosphère après équilibration eau-air, a été calculé comme la différence entre le CID mesuré in situ et le CID théorique pour les cinq exutoires en hiver 2017 (calculé avec la concentration de CO<sub>2</sub> à l'équilibre atmosphérique, 400 ppm et les valeurs d'alcalinité in situ) d'après Abril et al. (2000). Entre 2 et 10 % (Luçon et Sèvre respectivement) du flux de CID exporté depuis les eaux de surface du Marais poitevin seraient dégazés vers l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub> et n'atteindraient pas la Baie de l'Aiguillon. Ces valeurs (limite haute en particulier) sont dans les ordres de grandeur des valeurs d'excès de CID estimées dans les rivières du bassin versant de la lagune d'Arcachon (Polsenaere et al, 2012). Les valeurs les plus élevées ont été estimées logiquement dans les systèmes estuariens présentant les plus fortes pCO<sub>2</sub>. Il est à noter que ces flux vers l'atmosphère resteraient a priori faibles puisque le CO<sub>2</sub> dissous dans l'eau est la forme minoritaire du CID total dans ces eaux. Cependant, des mesures directes de flux de CO<sub>2</sub> à l'interface eau-atmosphère et sédiment-atmosphère par chambres benthiques ou encore par Eddy Covariance atmosphérique permettraient réellement de répondre à cette problématique des flux de carbone atmosphérique mais aussi des flux latéraux bassin versant – zone côtière au niveau du Marais poitevin en prenant à la fois en compte les sous-compartiments aquatiques mais aussi terrestres de cette zone hétérogène et dynamique.

Toute forme confondue, le carbone est le principal nutriment amené en Baie de l'Aiguillon (> 50 %). Il est suivi par l'azote, la silice et le phosphore. Les valeurs trouvées dans cette étude pour le phosphore et la silice sont dix fois inférieures à celles trouvées par Guillaud et al (2008) dans la Loire et la Vilaine, ce qui pourrait s'expliquer par une occupation du sol différente et les périodes automnale et hivernale seulement prises en compte dans notre étude, au lieu de l'année complète. Concernant les flux de phosphates PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, une forte diminution entre 2004-2005 et 2017 a été mise en évidence sans doute liée à un changement dans la politique de gestion des eaux usées. En effet, les concentrations en phosphore dissous sont dépendantes de la superficie des zones urbaines et de la façon dont les stations d'épuration sont gérées (Canton, 2009). Dans l'Elbe (Allemagne), Amman et al (2014) ont calculé des flux de silice d'environ 500 10<sup>6</sup> mol mois<sup>-1</sup> en hiver, et qui diminuent d'environ 95 % durant l'été.

Les résultats obtenus seulement pendant les périodes automnale et hivernale ne permettent pas pour le moment de savoir si le système de la Baie de l'Aiguillon est eutrophisé ou non, bien qu'une forte productivité ait été observée dans les chenaux. Cependant, les conditions favorables des cours d'eau, combinées aux flux de nutriments exportés en Baie de l'Aiguillon

peuvent avoir une influence forte sur le développement des blooms phytoplanctoniques. A titre de comparaison, en Bretagne, bien connue pour sa forte eutrophisation, les concentrations moyennes de nitrates étaient d'environ  $400 \mu\text{mol L}^{-1}$  en 2010. Cette même année, le flux total d'azote dissous déversé en mer par la Bretagne était évalué à 72 900 tonnes (DREAL Bretagne, 2010), ce qui est bien plus élevé que les flux calculés dans cette étude.

## Conclusion et perspectives

Des variations ont été mesurées et expliquées notamment par des changements dans les politiques de gestion des eaux usées et des pratiques agricoles. En revanche, de fortes variations saisonnières des concentrations en carbone et en nutriments ont été observées et corroborées par d'autres études. Les disparités spatiales mises en évidence indiquent une forte hétérogénéité des cours d'eau du Marais poitevin, avec d'un côté le Lay et la Sèvre, de morphologie estuarienne, et de l'autre les trois chenaux, beaucoup moins hydrodynamiques, en lien avec les facteurs naturels mais aussi anthropiques. En effet, les UHC sont fortement influencées par l'histoire du Marais poitevin et notamment la poldérisation et les nombreux ouvrages hydrauliques. De plus, des différences entre les cours d'eau ont été observées, indépendamment de leur géomorphologie et souvent due aux facteurs anthropiques. Par exemple, l'agriculture très présente dans cette région entraîne des concentrations importantes en nitrates dans les cours d'eau étudiés. Par conséquent, les pressions anthropiques peuvent en partie accentuer les différences interannuelles et spatiales naturelles observées dans la dynamique des nutriments le long du continuum eaux douces–eaux salines. Le calcul des flux terrestres exportés en automne-hiver durant la période des apports principaux a permis de montrer en première approximation un export significatif de carbone de l'azote, de la silice et du phosphore.

Les mêmes analyses de nutriments et de carbone en plus des formes particulaires et dissoutes (N et P) au niveau des cinq exutoires et des trois points côtiers vont se poursuivre dans le cadre du projet Baie de l'Aiguillon sur les deux ans afin d'étudier leurs dynamiques sur au moins une année hydrologique complète. Afin d'enrichir cette étude, la stœchiométrie des nutriments (notamment les ratios N/P) sur l'ensemble des huit points aux différentes saisons permettrait de mettre en évidence le nutriment (N ou P) le plus limitant dans chaque cours d'eau et dans la Baie de l'Aiguillon. Egalement, une analyse isotopique de la matière organique mais aussi du CID permettrait d'identifier l'origine de la matière dans les différents cours d'eau étudiés et ainsi confirmer ou infirmer les hypothèses présentées dans cette étude.

Des mesures directes de pCO<sub>2</sub> (par sonde autonome dans l'eau) et des flux de CO<sub>2</sub> atmosphérique aux différentes interfaces d'échange terrestre-aquatique (par chambres benthiques et/ou Eddy Covariance) permettraient de préciser considérablement la dynamique du carbone (concentrations et flux) et des processus biogéochimiques mis en jeu au niveau du système Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton. Enfin, dans cette étude, les débits ont été estimés par modélisation en fonction des données de la Banque Hydro du Lay et de la Sèvre. Ces incertitudes ont donc justifié le financement et l'installation en cours de stations de mesures de débits au niveau des différents exutoires suivis. Des courantomètres fixes ont déjà été installés en février 2017 dans le Lay et la Sèvre, et trois autres courantomètres ponctuels seront mis en place dans les chenaux d'ici la fin de l'année 2017.

## Bibliographie

- Abril G. (1999). Dynamique du carbone dans les estuaires européens : processus de minéralisation et transfert continent-océan-atmosphère. *Thèse*, 294 pages.
- Abril G., Etcheber H., Borges A. et Frankignoulle M. (2000). Excess atmospheric carbon dioxide transported by rivers into the Scheldt estuary. *Comptes-rendus de l'Académie des Sciences, Série II Fascicule A-Sciences de la Terre et des Planètes*, 330, 761-768.
- Agreste (2014). Recensement de la conchyliculture 2012. Ministère de l'agriculture, de l'agro-alimentaire et de la forêt. *Agreste primeur*, 1-6.
- Aminot A. et Kérouel R. (2004). Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. *Editions Ifremer*, 336 pages.
- Amman T, Weiss A et Hartmann J. (2014). Silica fluxes in the inner Elbe Estuary, Germany. *Biogeochemistry*, 118, 389-412.
- Badr E., Tappin A. et Achterberg E.(2008). Distributions and seasonal variability of dissolved organic nitrogen in two estuaries in SW England. *Marine Chemistry*, 110, 153-164.
- Bauer J., Cai W., Raymond P., Bianchi T., Hopkinson C. et Regnier P. (2013). The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504, 61-71.
- Bec B., Collos Y., Souchu P., Vaquer A., Lautier J., Fiandrino A., Benau L., Orsoni V. et Laugier T. (2011). Distribution of picophytoplankton and nanophytoplankton along an anthropogenic eutrophication gradient in French Mediterranean coastal lagoons. *Aquatic Microbial Ecology*, 63, 29-45.
- Béchemin C., Soletchnik P., Polsenaere P., Le Moine O., Pernet F., Protat M., Fuhrman M., Quéré C., Goullitquer S., Corporeau C., Renault T., Lapègue S., Travers A., Morga B.,

- Garrigues M., Garcia C., Haffner P., Dubreuil C., Faury N., Baillon L. et Baud JP. (2014). Surmortalités de la moule bleue *Mytilus edulis* dans les Pertuis Charentais. *Rapport ifremer*, 47 pages.
- Billen G. et Garnier J. (2005). Diagnostic du fonctionnement biogéochimique du continuum estuaire-panache de la Seine (Diapason). *Rapport scientifique Seine-Aval 3*, 33 pages.
- Billen G. et Garnier J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. *Marine Chemistry*, 106, 148-160.
- Blomqvist S., Gunnars A. et Elmgren R. (2004). Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnology Oceanography*, 49, 2236-2241.
- Bolpagni R., Folegot S., Laini A. et Bartoli M. (2017). Role of ephemeral vegetation of emerging river bottoms in modulating CO<sub>2</sub> exchanges across a temperate large lowland river stretch. *Aquatic Science*, 79, 149-158.
- Borges A. (2005). Do we have enough pieces of the jigsaw to integrate CO<sub>2</sub> fluxes in the coastal ocean? *Estuaries*, 28, 3-27.
- Borges A., Delille B. et Frankignoulle, M. (2005). Budgeting sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the coastal ocean: diversity of ecosystems counts. *Geophysical Research Letters*, 32, LI4601.
- Boulton A., Ekebom J. et Gislason G. (2016). Integrating ecosystem services into conservation strategies for freshwater and marine habitats: a review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 963-985.
- Canton M. (2009). Dynamique des éléments biogènes dans le continuum fluvio-estuarien de la zone hydrologique d'influence du Bassin d'Arcachon. *Thèse*, 211 pages.
- Canton M., Anschutz P., Coynel A., Polsenaere P., Auby I. et Poirier D. (2012). Nutrient export to an Eastern Atlantic coastal zone: first modeling and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*, 107, 361-377.
- Capblancq J. et Decamps H. (2002). L'eutrophisation des eaux continentales : questions à propos d'un processus complexe. *Natures, Sciences, Sociétés*, 6, 1-12.
- Ciais P., Sabine C., Bala G., Bopp L., Brovkin V., Canadell J., Chhabra A., DeFries R., Galloway J., Heimann M., Jones C., Le Quéré C., Myneni R.B., Piao S. and Thornton P. (2013). Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M.

- Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Cole J., Prairie Y., Caraco N., McDowell, W., Tranvik L., Striegl R., Duarte C., Kortelainen P., Downing J., Middleburg J. et Melack J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 629-640.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. et Van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 397, 1-8.
- Degré D. (2006). Réseau trophique de l'anse de l'Aiguillon : dynamique et structure spatiale de la macrofaune et des limicoles hivernants. *Thèse*, 518 pages.
- De Wit R., Leibreich J., Vernier F., Delmas F., Beuffé H., Maison Ph., Chossat J.-C., Laplace-Treytore C., Laplana R., Clave V., Torre M., Auby I., Trut G., Maurer D. et Capdeville P. (2005). Relationship between land-use in the agro-forestry system of les Landes, nitrogen loading to and risk of macro-algal blooming in the Bassin d'Arcachon coastal lagoon (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62, 453-465.
- DREAL Bretagne (2010). L'eau en Bretagne.
- Ducharne A., Théry S., Viennot P., Ledoux E., Gomez E. et Déqué M. (2003). Influence du changement climatique sur l'hydrologie du bassin de la Seine. *Vertigo*, 4, 1-14.
- Dussauze M. (2011). Simulation de l'effet d'une variation réaliste des apports azotés et phosphorés de la Loire et de la Vilaine sur la production primaire dans la zone Loire/Vilaine. *Rapport Ifremer*, 53 pages.
- Filippelli G.(2008).The global phosphorus cycle: past, present and future. *Elements*, 4, 89-95.
- Forbes M., Back J. et Doyle R. (2012). Nutrient transformation and retention by coastal prairie wetlands, upper Gulf Coast, Texas. *Wetlands*, 1-14.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davoult D. & Luczak C. (2004) Ecosystèmes. Structure, Fonctionnement, Evolution. Dunod (Ed), Paris, 549 pages.
- Guillaud J.F., Aminot A., Delmas D., Gohin F., Lunven M., Labry C. et Herbland A. (2007). Seasonal variation of riverine nutrient inputs in the northern Bay of Biscay (France), and patterns of marine phytoplankton response. *Journal of Marine Systems*, 72, 309-319.
- Harrison J. (2005). Global patterns and sources of dissolved organic matter export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical cycles*, 19, 1-18.

- He B., Dai M., Zhai W., Wang L., Wang K., Chen J., Lin J., Han A. et Xu Y. (2010). Distribution, degradation and dynamics of dissolved organic carbon and its major compound classes in the Pearl River estuary, China. *Marine Chemistry*, 119, 52-64.
- Herbert R. (1999). Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23, 563-590.
- Howarth R., Chan F., Conley D., Garnier J., Doney S., Marino R., et Billen G. (2011). Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers Ecology Environment*, 9, 18-26.
- Hyland J., Balthis L., Karakassis I., Magni P., Petrov A., Shine J., Vestergaard O. et Warwick R. (2005). Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 91-103.
- Jin X., Wang S., Pang Y., Zhao H. et Zhou X. (2005). The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments. *Physicochemical Engineering Aspects*, 254, 241-248.
- Joyeux E. et Corre F. (2013). Plan de gestion 2013-2022, Reserve Naturelle Baie de l'Aiguillon. *Rapport ONCFS*, 251 pages.
- Labry C., Herbland A., Delmas D., Laborde P., Lazure P., Froidefond J. M., Jegou A. M. et Sautour B. (2001). Initiation of winter phytoplankton blooms within the Gironde plume waters in the Bay of Biscay. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 117-130.
- Lacouture L. (1993). Faisabilité d'un modèle hydrogéologique sur la bordure Sud du Marais poitevin. *Rapport BRGM*, 152 pages.
- Laruelle G., Dürr H., Slomp C., et Borges A. (2010). Evaluation of sinks and sources of CO<sub>2</sub> in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letters*, 37, L15607.
- Lewis E. et Wallace D. (1998). Program developed for CO<sub>2</sub> system calculations. Carbon dioxide information analysis center, Oak Ridge National Laboratory. (Voir références associées des différentes constantes).
- Little C., Soto D., Lara A. et Cuevas J. (2008). Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). *Biogeochemistry*, 87, 297-30.
- Longphuir S., O'Boyle S. et Stengel B. (2015). Environmental response of an Irish estuary to changing land management practices. *Science of the Total Environment*, 521, 388-399.
- Mantoura R., Martin J. et Wollast R. (1991). Ocean margin processes, in Global Change, Chichester, UK. Wiley & Sons, 469 pages.
- McKee, B. (2003). RiOMar: the transport, transformation and fate of carbon in river-dominated ocean margins. In: Report of the RiOMar Workshop, Tulane University, LA.

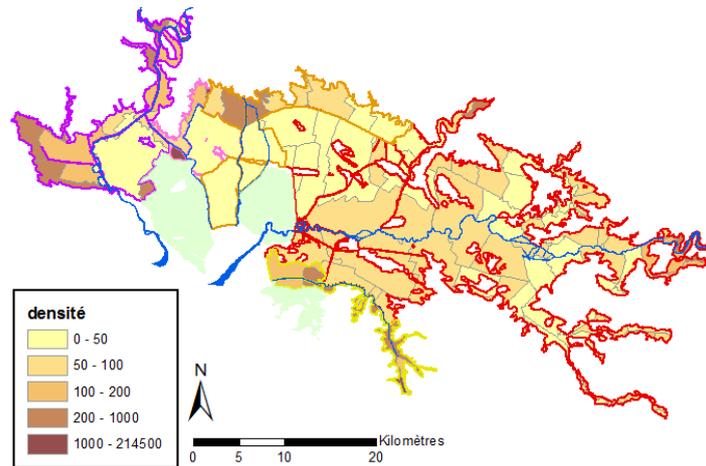
- Meng J., Yu Z., Yao Q., Bianchi T., Paytan A., Zhao B., Pan H. et Yao P. (2015). Distribution, mixing behavior, and transformation of dissolved inorganic phosphorus and suspended particulate phosphorus along a salinity gradient in the Changjiang Estuary. *Marine Chemistry*, 168, 124-134.
- Meybeck M. (1993). Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget. *Water, Air, and Soil Pollution*, 70, 443-463.
- Paerl H., Valdes L., Peierls B., Adolf J. et Harding L. (2006) Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnology Oceanographic*, 51, 448-462.
- Pastuszak M., Conley D., Humborg C., Witek Z. et Sitek S. (2008). Silicon dynamics in the Oder estuary, Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 73, 250-262.
- Paytan A., et McLaughlin K. (2007). The oceanic phosphorus cycle. *Chemical Revue*, 107, 563-576.
- Pilson M. (1998). An introduction to the chemistry of the sea. *Cambridge University Press*. 533 pages.
- Polsenaere P. (2011). Echanges de CO<sub>2</sub> atmosphérique dans la lagune d'Arcachon et relation avec le métabolisme intertidal. *Thèse*, 260 pages.
- Polsenaere P., Savoye N., Etcheber H., Canton M., Poirier D., Bouillon S. et Abril G. (2012). Export and degassing of terrestrial carbon through watercourses draining a temperate podzolized catchment. *Aquatic Sciences*, 1-14.
- Polsenaere P., Soletchnik P., Le Moine O., Gohin F., Robert S., Pépin J.F., Stanisière J.Y., Dumas F., Béchemin C. et Gouletquer P. (2017). Potential environmental drivers of a regional blue mussel mass mortality event (winter of 2014, Breton Sound, France). *Journal of Sea Research*, 123, 39-50.
- Queguiner B., Hafsaoui M. et Tréguer P. (1986). Simultaneous uptake of ammonium and nitrate by phytoplankton in coastal ecosystems. *Estuarine, coastal and shelf science*, 23, 751-757.
- Raimonet M., Andrieux F., Ragueneau O., Michaud E., Kerouel R., Philippon X., Nonent M. et Memery L. (2013). Strong gradient of benthic biogeochemical processes along a macrotidal temperate estuary: focus on P and Si cycles. *Biogeochemistry*, 115, 399-417.
- Rankinen K., Keinänen H. et Bernal J. (2016). Influence of climate and land use changes on nutrient fluxes from Finnish rivers to the Baltic Sea. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216, 100-115.

- Rickert D. (2000). Dissolution kinetics of biogenic silica in marine environments. In: reports on polar research 351.
- Ryckaert M. (2000). Etude préalable à la mise en place d'outils d'aide à la gestion globale de l'eau dans le Marais poitevin. *Rapport Ifremer*, 167 pages.
- Saccone L., Conley D., Koning E., Sauer D., Sommer M., Kaczorek D., Blecker S. et Kelly E. (2007). Assessing the extraction and quantification of amorphous silica in soils of forest and grassland ecosystems. *European Journal of Soil Science*, 58, 1446-1459.
- SEDAC (2001). CSD coastal population indicator: data and methodology page. Socioeconomics and data and applications center <http://sedac.ciesin.columbia.edu/es/csdcoastal.html>
- Smith H. (2003). Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 126-139.
- Soismier C., Coulais D., Mansons J. et Dubillot F. (2014). Atlas du Marais poitevin. *Rapport EPMP*, 40 pages.
- Soletchnik P., Le Moine O. et Polsenaere P. (2017). Evolution de l'environnement hydroclimatique du bassin de Marennes-Oléron dans le contexte du changement global. *Rapport Ifremer*, 50 pages. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00387/49815/>
- Statham P. (2012). Nutrients in estuaries - An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, 434, 213-227.
- Struski C. et Bacher C. (2006). Preliminary estimate of primary production by phytoplankton in Marennes-Oléron Bay, France. *Estuarine, coastal and Shelf Science*, 66, 323-334.
- Struyf E. et Conley D. (2012). Emerging understanding of the ecosystem silica filter. *Biogeochemistry*, 107, 9-18.
- Sunda W. et Cai W. (2012). Eutrophication induced CO<sub>2</sub>-acidification of subsurface coastal waters: interactive effects of temperature, salinity, and atmospheric pCO<sub>2</sub>. *Environmental Science and Technology*, 46, 10651-10659.
- Wang Q. et Li Y. (2010). Phosphorus adsorption and desorption behavior on sediments of different origins. *Journal of Soils Sediments*, 10, 59-73.
- Wollast R. (1998). Evaluation and comparison of the global carbon cycle in the coastal zone and in the open ocean. In: *The Global Coastal Ocean*. The Sea 10, 213-252.
- Woodwell G. et Whittaker P. (1968). Primary production in terrestrial communities. *American zoology*, 8, 19-30.

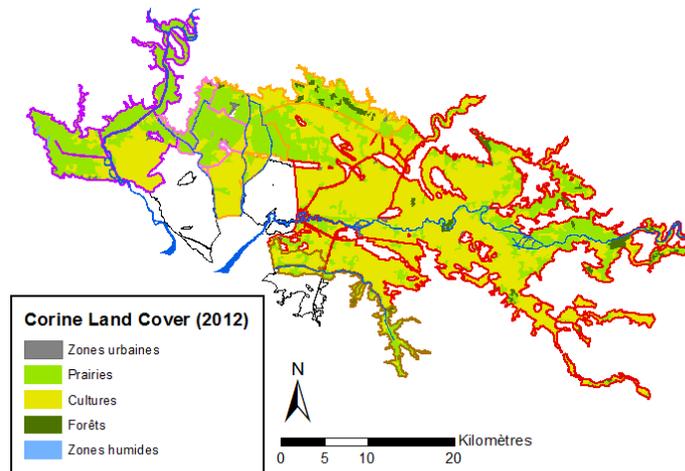
## Annexe 1 : détails des analyses chimiques effectuées par le LEAV

Paramètres	Méthode	Unité	Limite de quantification	Précision de la mesure
Température	Thermomètre électronique	°C		0,1
pH	NF EN ISO 10523			0,03
Conductivité	NF EN 27888	$\mu\text{S cm}^{-1}$	10	1
Oxygène dissous	NF EN 25814	$\text{mg L}^{-1}$ et % SAT	0,5	0,1
Alcalinité Totale	NF EN ISO 9963-1	$\text{mmol L}^{-1}$	1	
Ammonium	NF T 90-015-2	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0,01	
Nitrates	NF EN ISO 13395	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0,5	
Nitrites	NF EN ISO 13395	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0,01	
Orthophosphates	NF EN ISO 15681-2	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0,015	
Chlorophylle a	NF T 90-117	$\text{mg L}^{-1}$	1	
Phéopigments	NF T 90-117	$\mu\text{g L}^{-1}$	1	
Carbone Organique Total	NF EN 1484	$\text{mg L}^{-1}$	0,3	
Silicates	NF T 90-007	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0,18	
Matières en suspension	NF EN 872	$\text{mg L}^{-1}$	2	0,1 mg sur le filtre

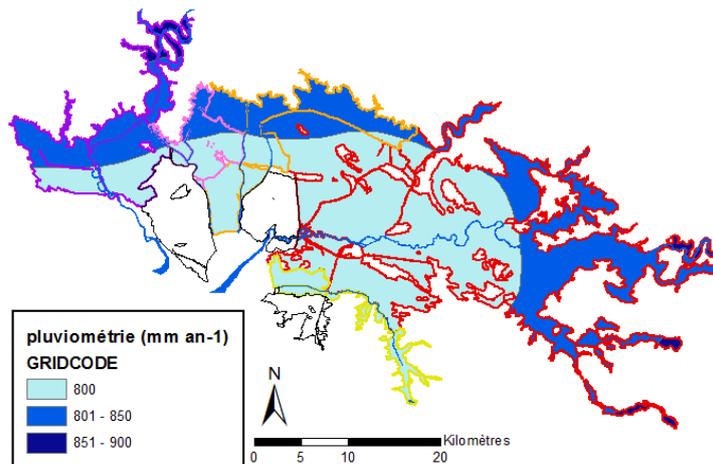
## ANNEXE 2 : cartes SIG



Annexe 2a : densité moyenne (hab km<sup>2</sup>) pour chaque UHC. Données INSEE (2014).



Annexe 2b : occupation du sol pour chaque UHC. Corine Land Cover (2012).



Annexe 2c : pluviométrie moyenne annuelle pour chaque UHC. Données EPMP (moyennes 1981-2010).

## ANNEXE 3 : tableaux récapitulatifs des résultats obtenus en 2004, 2005 et 2017

**Annexe 3a : Paramètres physico-chimiques des cinq cours d'eau étudiés pour l'automne 2004 : moyenne (en gras), écart-type (en italique) et min-max (entre parenthèse).**

Paramètres	Lay	Chenal Vieux	Canal de Luçon	Sèvre	Canal du Curé
T (°C)	<b>10,6</b> <i>4,6 (4,9-15,8)</i>	<b>8,5</b> <i>4,8 (2,9-13,3)</i>	<b>8,1</b> <i>2,7 (4,1-10,1)</i>	<b>10,8</b> <i>4,7 (5,0-16,7)</i>	<b>11,6</b> <i>4,9 (4,2-15,3)</i>
MES (mg L <sup>-1</sup> )	<b>803,4</b> <i>804,1 (57,0-2508,0)</i>	<b>111,6</b> <i>48,5 (51,0-159,0)</i>	<b>37,8</b> <i>14,6 (24,0-59,0)</i>	<b>5173,0</b> <i>7696 (401,0-2312,0)</i>	<b>45,3</b> <i>23,3 (9,0-75,0)</i>
COT (mg L <sup>-1</sup> )	<b>6,7</b> <i>2,8 (2,7-11,5)</i>	<b>8,5</b> <i>4,8 (2,9-13,3)</i>	<b>8,1</b> <i>2,7 (4,1-10,3)</i>	<b>7,8</b> <i>3,7 (3,6-12,9)</i>	<b>10,0</b> <i>3,7 (4,9-16,4)</i>
Chl <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )	<b>12,5</b> <i>8,6 (5,4-29,8)</i>	<b>10,0</b> <i>10,0 (2,0-26,6)</i>	<b>44,8</b> <i>33,7 (5,7-89,7)</i>	<b>15,8</b> <i>19,9 (2,0-61,6)</i>	<b>234,6</b> <i>239,5 (2,0-618,0)</i>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>13,8</b> <i>5,7 (7,2-25,5)</i>	<b>8,0</b> <i>8,0 (2,7-21,1)</i>	<b>10,1</b> <i>11,4 (2,7-28,8)</i>	<b>17,9</b> <i>6,7 (6,1-26,6)</i>	<b>31,5</b> <i>21,6 (2,77-61,6)</i>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>208,4</b> <i>85,9 (45,4-277,4)</i>	<b>52,0</b> <i>31,7 (32,2-106,9)</i>	<b>96,1</b> <i>96,1 (32,2-248,4)</i>	<b>245,8</b> <i>106,3 (69,3-388,7)</i>	<b>119,6</b> <i>85,9 (32,2-230,6)</i>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>3,4</b> <i>1,3 (1,7-5,2)</i>	<b>2,1</b> <i>1,0 (0,8-3,2)</i>	<b>7,9</b> <i>0,7 (6,9-8,4)</i>	<b>4,8</b> <i>2,3 (2,1-8,6)</i>	<b>14,3</b> <i>6,3 (6,1-23,0)</i>
NID (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>216,3</b> <i>90,7 (60,7-291,5)</i>	<b>62,1</b> <i>32,9 (35,9-118,6)</i>	<b>114,1</b> <i>97,0 (42,8-270,2)</i>	<b>275,7</b> <i>121,3 (87,7-406,3)</i>	<b>160,2</b> <i>102,5 (67,7-263,6)</i>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>1,72</b> <i>0,48 (1,15-2,63)</i>	<b>1,72</b> <i>0,64 (0,63-2,21)</i>	<b>21,14</b> <i>5,24 (15,58-28,84)</i>	<b>1,55</b> <i>0,51 (1,05-2,63)</i>	<b>0,72</b> <i>0,79 (0,42-2,52)</i>
SiO <sub>2</sub> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>112,1</b> <i>49,3 (0-144,3)</i>	<b>112,1</b> <i>48,6 (60,7-171,4)</i>	<b>143,3</b> <i>29,9 (102,9-171,4)</i>	<b>136,7</b> <i>25,7 (110,4-175,3)</i>	<b>82,9</b> <i>59,3 (8,3-142,8)</i>

**Annexe 2b : Paramètres physico-chimiques des cinq cours d'eau étudiés pour l'hiver 2005 : moyenne (en gras), écart-type (en italique) et étendue (entre parenthèse).**

Paramètres	Lay	Chenal Vieux	Canal de Luçon	Sèvre	Canal du Curé
T (°C)	<b>8,2</b> <i>3,4 (5,3-12,0)</i>	<b>7,2</b> <i>5,2 (4,2-13,7)</i>	<b>7,7</b> <i>5,0 (4,0-13,5)</i>	<b>8,6</b> <i>3,8 (6,0-13,0)</i>	<b>10,1</b> <i>5,0 (6,5-13,7)</i>
MES (mg L <sup>-1</sup> )	<b>265,8</b> <i>334,3 (72,0-860,0)</i>	<b>107,7</b> <i>68,3 (33,0-167,0)</i>	<b>28,0</b> <i>16,4 (18,0-47,0)</i>	<b>698,8</b> <i>1038,0 (57,0-2518,0)</i>	<b>22,0</b> <i>6,2 (14,0-29,0)</i>
COT (mg L <sup>-1</sup> )	<b>5,4</b> <i>1,4 (3,6-7,0)</i>	<b>13,2</b> <i>4,2 (8,7-17,2)</i>	<b>7,9</b> <i>2,4 (5,1-9,4)</i>	<b>6,3</b> <i>2,3 (3,5-9,9)</i>	<b>5,5</b> <i>1,0 (4,3-7,0)</i>
Chl <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> )	<b>30,9</b> <i>26,1 (11,4-64,2)</i>	<b>42,3</b> <i>14,9 (26,6-56,3)</i>	<b>106,7</b> <i>79,4 (16,1-164,4)</i>	<b>17,0</b> <i>13,3 (6,6-37,8)</i>	<b>7,8</b> <i>6,1 (2,1-15,8)</i>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>7,9</b> <i>5,4 (3,8-17,2)</i>	<b>2,8</b> <i>0 (2,8-2,8)</i>	<b>3,3</b> <i>0,9 (2,7-4,4)</i>	<b>8,1</b> <i>6,8 (2,7-19,4)</i>	<b>17,4</b> <i>5,2 (12,2-23,3)</i>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>409,7</b> <i>105,2 (233,9-498,4)</i>	<b>122,1</b> <i>84,5 (32,2-200,0)</i>	<b>106,4</b> <i>64,8 (45,0-174,2)</i>	<b>517,4</b> <i>58,7 (430,6-577,4)</i>	<b>616,8</b> <i>36,4 (582,3-662,9)</i>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>2,8</b> <i>0,8 (1,9-3,6)</i>	<b>1,3</b> <i>0,8 (0,4-2,1)</i>	<b>5,2</b> <i>2,5 (2,3-7,1)</i>	<b>3,6</b> <i>0,7 (2,6-4,1)</i>	<b>4,0</b> <i>0,8 (4,0-5,2)</i>
NID (µmol L <sup>-1</sup> )	<b>420,4</b> <i>123,1 (253,9-</i>	<b>126,2</b> <i>85,3 (35,4-</i>	<b>114,9</b> <i>66,3 (51,8-</i>	<b>494,5</b> <i>36,3 (452,7-</i>	<b>653,9</b> <i>40,5 (625,2-</i>

	491,0)	205,0)	184,1)	518,0)	682,6)
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1,55</b>	<b>0,87</b>	<b>9,44</b>	<b>1,72</b>	<b>0,54</b>
	<i>1,05 (0,52-2,94)</i>	<i>0,79 (0,42-1,79)</i>	<i>8,92 (1,26-18,95)</i>	<i>0,69 (0,73-2,42)</i>	<i>0,17 (0,42-0,84)</i>
<b>SiO<sub>2</sub> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>119,8</b>	<b>71,6</b>	<b>77,3</b>	<b>81,3</b>	<b>67,3</b>
	<i>68,2 (8,3-179,6)</i>	<i>60,1 (8,3-128,0)</i>	<i>68,4 (12,1-148,6)</i>	<i>49,8 (10,3-131)</i>	<i>42,3 (10,5-115,0)</i>

Annexe 3c : Paramètres physico-chimiques des cinq cours d'eau étudiés pour l'hiver 2017 : moyenne (en gras), écart-type (en italique) et étendue (entre parenthèse).

Paramètres	Lay	Chenal Vieux	Luçon	Sèvre	Curé
<b>T (°C)</b>	<b>8,52</b>	<b>8,3</b>	<b>8,3</b>	<b>8,5</b>	<b>9,1</b>
	<i>1,9 (6,6-11,6)</i>	<i>2,6 (5,4-12,2)</i>	<i>3,3 (4,0-13,2)</i>	<i>2,5 (6,7-12,8)</i>	<i>2,0 (6,8-12,5)</i>
<b>Conductivité (μS cm<sup>-1</sup>)</b>	<b>23180</b>	<b>1486</b>	<b>15022</b>	<b>5142</b>	<b>3166</b>
	<i>16443 (1310-37300)</i>	<i>657,5 (870-2370)</i>	<i>10749 (1331-27300)</i>	<i>7650 (857-18670)</i>	<i>2006 (800-6260)</i>
<b>MES (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>469,5</b>	<b>153,8</b>	<b>44,2</b>	<b>4098,0</b>	<b>19</b>
	<i>392,7 (88,0-980,0)</i>	<i>162,5(21,0-350,0)</i>	<i>43,4 (12,0-120,0)</i>	<i>3238,0 (290,0-9100,0)</i>	<i>9,8 (12,0-36,0)</i>
<b>COT (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>7,9</b>	<b>9,5</b>	<b>10,2</b>	<b>10,7</b>	<b>7,1</b>
	<i>2,3 (4,7-10,3)</i>	<i>4,1 (5,6-16,5)</i>	<i>2,2 (7,8-13,8)</i>	<i>4,7 (5,5-17,1)</i>	<i>1,3 (5,8-9,3)</i>
<b>COD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>6,3</b>	<b>8,4</b>	<b>8,1</b>	<b>7,8</b>	<b>6,7</b>
	<i>1,4 (4,4-7,7)</i>	<i>2,9 (5,6-13,1)</i>	<i>0,9 (7-9,1)</i>	<i>3,2 (5,0-13,3)</i>	<i>1,1 (5,6-8,7)</i>
<b>Chl a (μg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>21,8</b>	<b>48,4</b>	<b>68,4</b>	<b>44,0</b>	<b>29,4</b>
	<i>12,4 (8,0-37,0)</i>	<i>28,5 (10,0-87,0)</i>	<i>37,3 (23,0-123,0)</i>	<i>31,6 (8,0-88,0)</i>	<i>17,85 (5,0-55,0)</i>
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>17,5</b>	<b>1,5</b>	<b>35,3</b>	<b>6,7</b>	<b>15,5</b>
	<i>6,7 (10,5-25,5)</i>	<i>1,5 (0,0-4,0)</i>	<i>57,3 (0,4-135,0)</i>	<i>3,4 (3,6-11,2)</i>	<i>16,4 (3,1-42,7)</i>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>206,8</b>	<b>207,8</b>	<b>246,6</b>	<b>394,0</b>	<b>440,0</b>
	<i>187,6 (48,0-510,0)</i>	<i>145,5 (89,0-390,0)</i>	<i>177,4 (83,0-530,0)</i>	<i>172,1 (200,0-670,0)</i>	<i>240,2(190,0-810,0)</i>
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>2,8</b>	<b>2,7</b>	<b>11,9</b>	<b>3,5</b>	<b>5,2</b>
	<i>1,0 (1,7-4,0)</i>	<i>1,3 (1,3-4,3)</i>	<i>8,4 (5,7-25,0)</i>	<i>0,9 (2,7-5,0)</i>	<i>1,6 (3,7-7,8)</i>
<b>NID (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>227,2</b>	<b>212,0</b>	<b>293,9</b>	<b>404,3</b>	<b>460,9</b>
	<i>182,9 (75,5-524,5)</i>	<i>148,1 (91,2-396,0)</i>	<i>202,1 (89,7-570,5)</i>	<i>173,6 (208,7-683,5)</i>	<i>232,7 (216,7-817)</i>
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1,54</b>	<b>0,89</b>	<b>2,03</b>	<b>1,20</b>	<b>0,49</b>
	<i>0,16 (1,40-1,80)</i>	<i>0,59 (0,42-1,80)</i>	<i>1,76 (0,26-4,40)</i>	<i>0,42 (0,68-1,60)</i>	<i>0,28 (0,16-0,85)</i>
<b>SiO<sub>2</sub> (μmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>90,0</b>	<b>109,3</b>	<b>108,9</b>	<b>77,9</b>	<b>119,8</b>
	<i>41,4 (50,5-147,3)</i>	<i>51,1 (68,3-196,7)</i>	<i>52,5 (40,6-180)</i>	<i>33,6 (50,8-132,5)</i>	<i>21,4 (103,0-156,0)</i>
<b>pH</b>	<b>7,8</b>	<b>8,4</b>	<b>8,6</b>	<b>8,0</b>	<b>8,2</b>
	<i>0,1 (7,6-8,0)</i>	<i>0,2 (8,0-8,7)</i>	<i>0,5 (7,8-9,1)</i>	<i>0,2 (7,7-8,3)</i>	<i>0,2 (7,9-8,6)</i>
<b>Alcalinité (mmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>3,4</b>	<b>2,9</b>	<b>4,4</b>	<b>7,8</b>	<b>5,4</b>
	<i>1,6 (2,2-6,4)</i>	<i>0,5 (2,4-3,8)</i>	<i>0,7 (3,6-5,3)</i>	<i>5,9 (4,9-18,5)</i>	<i>0,3 (4,9-5,8)</i>
<b>DIC (mmol L<sup>-1</sup>)</b>	<b>3,4</b>	<b>2,8</b>	<b>4,0</b>	<b>7,9</b>	<b>5,4</b>
	<i>1,6 (2,3-6,3)</i>	<i>0,5 (2,4-3,8)</i>	<i>1,0 (2,9-5,4)</i>	<i>6,0 (4,9-18,7)</i>	<i>0,4 (4,7-5,7)</i>
<b>pCO<sub>2</sub> (ppmv)</b>	<b>1579,0</b>	<b>616,9</b>	<b>960,5</b>	<b>3643,0</b>	<b>1508,0</b>
	<i>680,3 (863,0-2577,0)</i>	<i>623,6 (214,4-1713,0)</i>	<i>1605,0 (62,9-3814,0)</i>	<i>2982,0 (1053,0-8309,0)</i>	<i>1033,0 (526,0-3174,0)</i>

Coastal environments represent key systems in biogeochemical cycle couplings between continents, oceans and the atmosphere. Despite its relatively modest surface area (7 % of global ocean), this zone accounts for 14-30 % of all oceanic primary production. The amount of nutrients (N, P, C, Si) carried by terrestrial aquatic systems directly influences the primary production, the food web structure and the overall quality of these coastal environments. The present study deals with autumn-winter carbon and nutrients dynamics over terrestrial waters of the Marais Poitevin watershed flowing to the Aiguillon bay (west of France). Five heterogeneous watercourses were sampled twice a month since January 2017 to measure nutrients and carbon concentrations and associated environmental parameters. Those measurements were compared to an autumn 2004 - winter 2005 similar dataset to study inter-annual variations too along with terrestrial fluxes to the bay. The first measurements obtained in winter 2017 revealed significant spatial variations among watercourses. For instance, the Lay and Sèvre rivers showed the highest SPM concentrations (470 and 4000 mg L<sup>-1</sup>) and pCO<sub>2</sub> values (1580 and 3600 ppmv) in average due to intense organic matter mineralization. To the contrary, the smaller watercourses, (i.e. Chenal Vieux, Curé and Luçon) looked more productive over winter with lower SPM concentrations associated to higher chlorophyll *a* concentrations (230 µg L<sup>-1</sup> in 2004 into Curé water) and lower pCO<sub>2</sub> values. Significant temporal variations were also observed between seasons: for example lower NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations were measured in autumn 2004 compared to winter 2005 (140 and 350 µmol L<sup>-1</sup> in average, respectively). Significant correlations between measured nutrient-carbon parameters and runoffs and land covers were calculated in winter 2017 mainly, and could partly explain observed spatial and temporal variations. For example, high NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations found in Sèvre and Curé watercourse were positively correlated (R<sup>2</sup> = 0.66) with large agriculture surfaces (>50 % of catchment basin's total area). However, anthropogenic pressures as hydraulic locks management for regulating water discharges over the Marais Poitevin and Aiguillon bay continuum make the studied system dynamic even more complex and justify continuing the high frequency measurements over the whole year.

**Key words:** coastal areas, biogeochemical cycles, carbon, nutrients, pCO<sub>2</sub>, Marais poitevin

Les environnements côtiers sont des systèmes clés concernant le couplage des cycles biogéochimiques entre les continents, les océans et l'atmosphère. En dépit de sa faible surface (7 % de l'océan total), cette zone représente 14-30 % de toute la production primaire océanique. L'ensemble des nutriments (N, P, C et Si) apporté par les systèmes aquatiques terrestres influence directement la production primaire, la structure du réseau trophique et la qualité des écosystèmes côtiers. Cette étude se propose d'étudier les dynamiques du carbone et des nutriments durant la saison automne-hiver dans le Marais poitevin, et leurs exports vers la Baie de l'Aiguillon (Ouest de la France). Cinq cours d'eau hétérogènes ont été échantillonnés deux fois par mois depuis janvier 2017 afin de mesurer les concentrations de carbone et de nutriments et les paramètres environnementaux associés. Ces mesures ont été comparés à une étude datant de automne 2004 - hiver 2005, afin d'étudier les variations interannuelles, ainsi que les flux terrestres vers la Baie. Les premiers résultats obtenus en hiver 2017 montrent des variations spatiales significatives entre les cours d'eau. Par exemple, le Lay et la Sèvre ont des moyennes de concentrations en MES (470 et 4000 mg L<sup>-1</sup>) et de pCO<sub>2</sub> (1580 and 3600 ppmv) plus élevées, à cause de la minéralisation intense de la matière organique. Au contraire, les petits chenaux (i.e. Chenal Vieux, Curé and Luçon), semblent plus productifs en hiver, avec de faibles valeurs de MES et de fortes concentrations de chlorophylle *a* (230 µg L<sup>-1</sup> en 2004 dans le Canal du Curé), ainsi que des pCO<sub>2</sub> plus basses. Des variations temporelles significatives ont également été observées entre les saisons : par exemple, des concentrations plus faibles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ont été mesurées en automne 2004 par rapport à l'hiver 2005 (140 et 350 µmol L<sup>-1</sup> en moyenne, respectivement). Des corrélations significatives entre les concentrations de carbone/nutriments et les débits ainsi que l'occupation du sol ont été mises en évidence pour l'hiver 2017 principalement, et qui pourraient en partie expliquer ces variations spatio-temporelles. Par exemple, les concentrations élevées de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> observées dans la Sèvre et le Curé étaient corrélées positivement (R<sup>2</sup> = 0,66) à la surface agricole (>50 % de la surface totale de ces bassins versants). Cependant, les pressions anthropiques, comme les ouvrages hydrauliques qui permettent de réguler les arrivées d'eau dans le continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon, font que le système étudié est encore plus complexe, et justifient de continuer les mesures tout au long de l'année.

**Mots clés :** zones côtières, cycles biogéochimiques, carbone, nutriments, pCO<sub>2</sub>, Marais poitevin