



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

Reva LANNUZEL

Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais

IFREMER-LERPC, Station de La Rochelle

**Dynamique du carbone et des nutriments dans la zone côtière
Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton et influence des apports
terrestres du bassin versant du Marais poitevin**

Directeur de stage : Dr. POLSENAERE Pierre

L'Houmeau, Janvier-Juillet 2018



AGIR pour la
BIODIVERSITÉ



Remerciements

Je tiens à remercier Pierre Polsenaere de m'avoir acceptée en stage et de m'avoir accueillie avec autant de gentillesse. Merci de m'avoir consacré du temps pour le rapport et de m'avoir transmis toutes tes connaissances sur les cycles biogéochimiques. Merci également de m'avoir permis de participer aux sorties terrains et aux réunions.

Merci à Audrey Bruneau, responsable du laboratoire LERPC pour m'avoir acceptée en stage et pour sa gentillesse.

Merci à Olivier Le Moine et Patrick Soletchnik du laboratoire de la Tremblade pour leur aide précieuse et leurs nombreux conseils.

Merci à Philippe Souchu du laboratoire de Nantes pour ses explications et indications en particulier sur les cycles biogènes.

Merci à Jean Chabirand de la station de l'Houmeau et à Philippe Geairon de la station de la Tremblade pour les sorties terrains dans le Marais Poitevin.

Merci à Aude Piraud et Sylvie Genauzeau pour les analyses phytoplanctoniques dans le cadre du projet.

Enfin merci au reste de la station de l'Houmeau.

Merci au personnel du LERPC que je n'ai pas encore cité Gérard Thomas et James Grizon pour leur accueil.

Merci aussi à tout le personnel administratif et au personnel du laboratoire halieutique pour leur soutien et pour tous les moments partagés dans la bonne humeur. Je pense notamment à Joelle Tricoire, Bénédicte Charrier, Angelina Launay, Jean-Claude Crébassa, Marie-Laure Bégout, Xavier Cousin, Anne Boiron, Lucette Joassard et Caroline Vignet.

Un grand merci à tous ! Je ne vous oublierai pas même sur mon île du Pacifique !

Sommaire

Présentation de la structure d'accueil	1
Etat de l'art	2
A) Rôle des zones côtières dans les grands cycles biogéochimiques	2
1) Généralités	2
2) Les cycles biogéochimiques côtiers.....	3
a) Le cycle du carbone	3
b) Cycles des éléments biogènes N, P et Si	4
B) Dynamique du carbone et des nutriments en zone côtière et influence des apports terrestres sur la production primaire.....	6
1) La production primaire côtière	6
2) Les facteurs de contrôle	7
3) Influence des apports terrestres sur la production primaire côtière.....	8
Introduction	9
A) Contexte scientifique de l'étude.....	9
B) Le projet Baie de l'Aiguillon	10
C) Objectifs du stage de Master 2	11
A) Présentation du site d'étude	11
B) Stratégie d'échantillonnage	13
C) Acquisition in situ des données et analyse en laboratoire par le LEAV	13
D) Analyses de données	14
Résultats	15
A) Vue générale de la dynamique des paramètres mesurés au sein du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton	15
B) Dynamique spatio-temporelle du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-pertuis Breton	16
1) Les variations saisonnières de l'année 2017.....	16
2) Les différences et similitudes entre les masses d'eau du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton	25
C) Les facteurs de contrôles	26
1) Le débit.....	26
2) Occupation du sol.....	27
3) Limitation potentielle et réelle par les nutriments	27
D) Les flux terrestres	28

DISCUSSION	30
A) Contextualisation hydro-climatique 2017 du continuum Marais poitevin-Baie de l’Aiguillon-Pertuis Breton.....	30
B) Dynamique spatio-temporelle du continuum Marais poitevin-Baie de l’Aiguillon-Pertuis Breton	31
1) Typologie des différents sous-systèmes terrestre-aquatique.....	31
2) Hydrologie et dynamique des paramètres biogéochimiques	32
3) Dynamique complexe liée aux influences naturelles et anthropiques conjuguées.....	34
C) Une dynamique biogéochimique côtière liées aux apports terrestres.....	36
1) Limitation des nutriments vis à vis de la production primaire.....	36
2) Export des nutriments et du carbone du bassin versant du Marais poitevin en Baie de l’Aiguillon-Pertuis Breton	38
Conclusion et perspectives	40
Bibliographie	41

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 (EPIC) placé sous la tutelle conjointe du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation, et du ministère de la Transition écologique et solidaire. L'Ifremer contribue, par ses travaux et expertises, à la connaissance des océans et de leurs ressources, à la surveillance du milieu marin et littoral et au développement durable des activités maritimes. Cet institut est né en 1984 de la fusion de deux organismes, le Centre national pour l'exploitation des océans (CNEXO) et l'Institut scientifique et technique des pêches maritimes (ISTPM). Rattaché au centre Atlantique Ifremer de Nantes, le Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais (LERPC) à la Station de La Rochelle, est l'un des neuf laboratoires côtiers de l'Unité « Littoral ». Cette unité fait partie du département Océanographie et Dynamique des Ecosystèmes (ODE) qui effectue des recherches liées aux enjeux sociétaux en apportant une contribution importante à la mise en œuvre des politiques publiques liées à la mer.

Le LERPC concentre ses compétences en recherche et expertise sur l'environnement côtier des départements de Charente-Maritime et de Vendée ainsi qu'à la gestion des réseaux de surveillances : REMI (réseau de contrôle microbiologique), REPHY (réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines) et ROCCH (observation de la contamination chimique). Le LERPC mène également des activités de recherche au travers de différents projets comme MORBLEU (2015-2018) ayant pour but d'explorer les différents facteurs (environnementaux, intrinsèques) à l'origine des mortalités exceptionnelles de moules (*Mytilus edulis*) depuis l'hiver 2014 et s'étant poursuivies les années suivantes. Un autre projet « Baie de l'Aiguillon » a pour objectif de mieux comprendre les interactions terrestre-aquatique entre la zone humide du marais Poitevin et la Baie de l'Aiguillon (paramètres biogéochimiques) afin d'orienter différentes stratégies de gestion quantitative et qualitative de l'eau. Le laboratoire collabore également avec de nombreux partenaires extérieurs notamment les universités de La Rochelle et de Bordeaux. Dans ce cadre, il participe au projet PAMPANINO porté par l'UMR LIENSs sur l'identité patrimoniale naturelle des marais des Pertuis Charentais (Fier d'Ars).

Etat de l'art

A) Rôle des zones côtières dans les grands cycles biogéochimiques

1) Généralités

La zone côtière est la surface de transition entre les systèmes terrestre et océanique. Elle est définie comme l'aire océanique située sur le plateau continental, avec une profondeur inférieure à 200 mètres (en moyenne) jusqu'à la limite amont de la zone d'influence des marées (Polsenaere 2011). Cette zone constitue un environnement particulièrement actif d'un point de vue écologique et biogéochimique (Gattuso et al. 1998, Borges et al. 2005). Cette interface d'échange également qualifiée de réceptacle, transporte des quantités importantes de carbone et de nutriments (i.e. l'azote N, le phosphore P et la silice Si) provenant des bassins versants terrestres, ces derniers étant aussi échangés de façon très dynamique avec le milieu océanique. Ne représentant que 7% de la surface océanique totale, les flux de carbone et de nutriments transitant au sein et entre les différents compartiments terrestre-aquatique-atmosphérique y sont particulièrement importants, i.e. plusieurs Gt an⁻¹ en ce qui concerne le carbone par exemple (Wollast 1998). La zone côtière assure de grandes fonctions écologiques (production primaire, minéralisation de la matière organique, recyclage) liées à la définition des services écosystémiques (Costanza et al. 2014, Bauer et al. 2013). Elle participe par exemple entre 14-30% de la production primaire totale océanique, 90% du recyclage sédimentaire et 80% de la matière organique sédimentée (Wollast 1998). Au sein d'un large ensemble d'écosystèmes très diversifiés comme les plateaux continentaux mais aussi les estuaires, les marais, les lagunes, les systèmes intertidaux ou encore les fjords, les mangroves, les récifs coralliens, les processus et flux biogéochimiques en zone côtière y sont particulièrement dynamiques, hétérogènes et complexes (Borges et al. 2005, Dürr et al. 2011). Leur position à l'interface océan-continent-atmosphère les expose également à des pressions naturelles (vent, évènements climatiques exceptionnels, tempêtes, etc...) et anthropiques multiples (agriculture, industries, etc...) complexifiant et justifiant encore l'étude de ces systèmes notamment en termes de flux de nutriments et carbone (Figure 1) (Nixon 1995, Galloway et al. 2004, Howarth & Marino 2006). Par exemple, des phénomènes plus spécifiques d'eutrophisation, correspondant à un enrichissement en nutriments (N et P) causé par les activités anthropiques (agriculture, élevage, énergies fossiles) peuvent provoquer une consommation excessive d'O₂ dans la colonne d'eau et engendrer des épisodes anoxiques au sein du système littoral dangereux pour l'ensemble du réseau trophique de l'écosystème côtier concerné. Actuellement, les zones anoxiques appelées « zones mortes » augmentent

considérablement dans le monde (245 000 km²) engendrant une perte économique considérable (Diaz & Rosenberg 2008). La zone littorale est aussi très sensible au changement climatique qui se traduit par l'augmentation des teneurs en CO₂ dissous et la baisse de pH dans l'eau induisant des modifications chez les organismes calcaires (i.e. mollusques et crustacés) notamment, avec une dissolution rapide de la calcite et de l'aragonite, qui sont nécessaires à la formation de leurs pièces calcifiées (Figure 1) (Howarth et al. 2011).

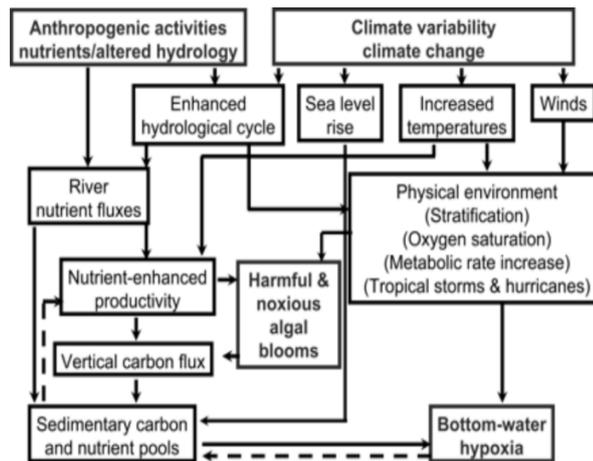


Figure 1 : Changement potentiels physiques et hydrologiques résultant du changement climatique et leur interaction avec les activités humaines présentes et futures. Les lignes en pointillées représentent un rétrocontrôle négatif du système (Rabalais et al. 2009).

2) Les cycles biogéochimiques côtiers

a) Le cycle du carbone

Depuis l'ère industrielle (XIX^{ème} siècle), les activités anthropiques comme la combustion d'énergies fossiles, les industries mais aussi la fabrication de ciment ont entraîné une augmentation importante de la concentration de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, de 277 ppm en 1750 à 409 ppm actuellement en Mars 2018 (NOAA 2018). Une émission anthropique de $9,9 \pm 0,5$ GtC s'est ainsi ajoutée aux échanges naturels biosphère-atmosphère (118,7 GtC) et océan-atmosphère (78,4 GtC) via les processus de photosynthèse, respiration, dégradation et transfert gazeux (Ciais et al. 2013, Le Quéré et al. 2016). De nombreux échanges existent au sein de ces compartiments. Le carbone peut être transporté horizontalement des continents vers les océans via les eaux côtières, mais aussi verticalement avec les processus de sédimentation et le dégazage sous forme de CO₂ dans l'atmosphère pouvant atteindre jusqu'à 48% en moyenne au sein des écosystèmes aquatiques continentaux et littoraux (Figure 2) (Abril et al. 2002, Cole et al. 2007, Tranvik et al. 2009).

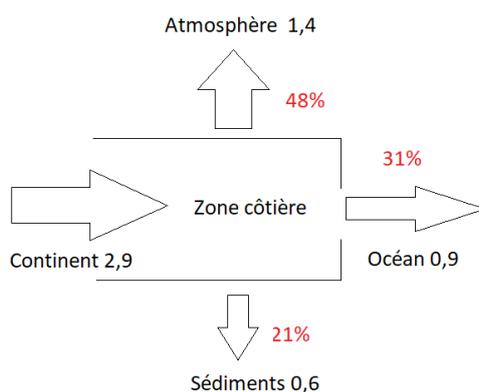


Figure 2 : Flux horizontaux et verticaux de CO₂ dans les écosystèmes côtiers (« active pipe concept ») d'après Cole et al. 2007 revisité par Tranvik et al. 2009). Les chiffres représentent le transport annuel de carbone (Pg, 10¹⁵g).

Le carbone dans les eaux côtières est présent sous forme particulaire (>0.5µm), dissoute (<0.5µm), organique (39,6%) et inorganique (60,4%) (Meybeck 1993, Aminot & Kérouel 2004). Le carbone organique a plusieurs origines, soit allochtone (érosion des sols, végétaux terrestres), soit autochtone issus des producteurs primaires aquatiques (phytoplancton et microphytobenthos). Les différents types d'environnements estuariens en zone côtière se comportent en majorité comme des sources de CO₂ vers l'atmosphère (hétérotrophie), à cause d'une importante dégradation de matière organique (Heip et al. 1995, Gattuso et al. 1998, Abril et al. 2002). Au total, l'émission globale de CO₂ vers l'atmosphère par les environnements côtiers est estimée à 4,2 Pg C an⁻¹ avec 1,8 et 0,3 Pg C an⁻¹ pour les rivières et lacs (Aufdenkampe et al. 2011). Au contraire, les zones humides se comportent plutôt comme des puits de CO₂ avec un flux de -0,5 Pg C an⁻¹ (Bauer et al. 2013). Il s'avère cependant difficile de chiffrer précisément les flux atmosphériques au sein de la zone côtière à cause de cette forte hétérogénéité selon les systèmes.

b) Cycles des éléments biogènes N, P et Si

L'azote

L'azote est essentiellement stocké sous forme gazeuse N₂ dans l'atmosphère terrestre (79,5%) (Herbert 1999). Les biomasses marines et continentales ne représentent qu'une infime fraction de l'azote, mais constituent un réservoir biodisponible (Canton 2009). Le N₂ gazeux subit des processus de transformation en N réactif (azote inorganique dissous) préalablement à son incorporation à la matière organique dans le continuum terrestre-aquatique (Souchu 2016). Ces transformations qui composent le cycle de l'azote sont réalisées par des microorganismes (procaryotes et cyanobactéries). L'ammonium (NH₄⁺) est transformé en nitrites (NO₂⁻) (nitrosation) puis en nitrates (NO₃⁻) (nitratation) (Edokpa et al. 2015). Le

processus inverse qui permet la transformation des nitrates à l'ammonium s'appelle la dénitrification. Le nitrate constitue 70% de l'azote inorganique dissous qui est lessivé des sols (Little et al. 2008). Les concentrations en azote ont fortement augmenté depuis l'époque préindustrielle (rajout de 150 MtN an⁻¹ dans l'atmosphère) à cause de l'anthropisation due à l'utilisation importante d'engrais azotés en agriculture, des élevages intensifs dans certaines régions mais aussi de la combustion des énergies fossiles (oxyde d'azote) (Canton 2009). L'azote d'origine anthropique entraîne un déséquilibre des écosystèmes avec en particulier le phénomène d'eutrophisation des zones côtières. Une des conséquences majeures de l'enrichissement des zones côtières en azote est la prolifération de cyanophycées fixatrices de N₂ (diazotrophes) qui voient leur développement facilité par des concentrations en sulfate faibles dans les milieux peu salés (<10-10 ppt) (Howarth & Marino 2006, Howarth et al. 2011). C'est notamment ce qui a été observé dans la mer Baltique (Stal et al. 2003).

Le phosphore

Contrairement à l'azote, l'essentiel du phosphore n'existe presque pas sous forme gazeuse et est principalement présent sous forme inorganique dissoute, orthophosphate (PO₄³⁻), qui est la seule forme biodisponible pour les autotrophes (Meng et al. 2015). Le phosphate est issu des sols et des couches géologiques (Canton 2009). Les apports de phosphate ont fortement augmenté dans la biosphère par leur utilisation en agriculture (engrais), ainsi que par le rejet d'eaux usées (industrielles et domestiques) (Bennett et al. 2001). Environ 20 Tg sont transportés annuellement par les fleuves, un flux trois fois plus importants qu'à l'ère préindustrielle (Bennett et al. 2001). La contamination concerne en particulier les sédiments aquatiques, avec une association entre les molécules de phosphore et la matière en suspension (Wang & Li 2010). Les sédiments constituent ainsi une source importante de phosphore biodisponible (PO₄³⁻), grâce à sa libération possible dans la colonne d'eau. Par exemple, l'augmentation de la température (période chaude) est un facteur renforçant la libération du phosphore inorganique dissous (PID) piégé dans les sédiments (Jin et al. 2005). La salinité augmente également la libération de PID adsorbé sur les particules terrigènes provenant du continent. Les eaux salées alimentent les sédiments en sulfates, ce qui limite la formation d'oxyde de fer et donc la fixation de PID (Howarth & Marino 2006, Howarth et al. 2011).

La silice

La silice constitue un autre élément biogène important dont le cycle est aussi perturbé. Environ 66 Mt an⁻¹ sont transportées des continents vers les milieux aquatiques (Statham 2012). La silice, majoritairement sous forme dissoute DSi, provient en grande partie du

lessivage des roches continentales (silice lithogénique) (Carey & Fulweiler 2014). Elle peut être utilisée dans la colonne d'eau et à l'interface sédiment-eau par les diatomées (bacillariophyciae), une des principales classes de phytoplancton dans les eaux côtières, pour la construction de leur frustule externe (silice biogénique). Les silicoflagellés et les radiolaires l'utilisent aussi pour leur endosquelette siliceux (DeMaster 1981). La silice dissoute est ainsi transformée en silice particulaire. A la fin de leur cycle de vie, ces organismes sédimentent et le recyclage de la silice biogénique prend alors le relais dans les eaux côtières comme source de Si (Treguer et al. 1995). La dynamique saisonnière de la silice est ainsi comparable à celles de l'azote et du phosphore dans les écosystèmes côtiers augmentant par lessivage en hiver et sédimentant en été respectivement (Souchu 2016).

B) Dynamique du carbone et des nutriments en zone côtière et influence des apports terrestres sur la production primaire

1) La production primaire côtière

La production primaire correspond à une production de matière organique (biomasse), issue de la photosynthèse qui consiste en la fixation du carbone minéral (CO₂) et à la conversion en carbone organique par des organismes à partir de lumière, d'eau et de nutriments (Quéguiner 2013). Lors de cette réaction, de l'oxygène est également produit (Figure 3). La photosynthèse est réalisée par des producteurs primaires autotrophes (par opposition aux hétérotrophes). Ces producteurs primaires, de groupes variés, peuvent être soit des organismes phytoplanctoniques qui se développent librement dans la colonne d'eau (i.e. diatomées, dinoflagellés, cyanobactéries) ou des organismes phytobenthiques qui restent attachés à un substrat (i.e. phanérogames, ptéridophytes, bryophytes) (Pinay et al. 2017). Le phytobenthos contribue fortement à la production primaire totale, en particulier dans les écosystèmes peu profonds comme en zone intertidale, où la lumière est plus disponible en particulier lors des périodes d'exondation (Quéguiner 2013).

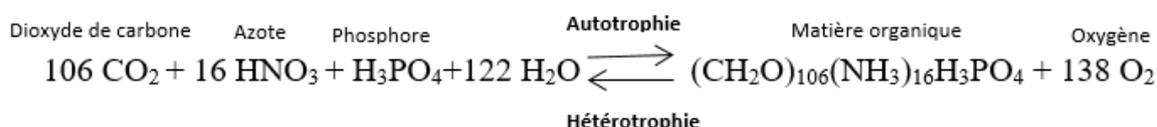


Figure 3 : Equation simplifiée des processus d'autotrophie et d'hétérotrophie dans les eaux marines (Souchu et al. 2018).

La zone côtière présente de fortes hétérogénéités en termes de production primaire, suivant le type d'écosystèmes rencontrés en fonction de la luminosité et des concentrations en nutriments. Les estuaires font partie des systèmes oligotrophes, avec une production primaire

dans la colonne d'eau très faible en raison d'une faible profondeur qui facilite la remise en suspension et limite l'apport de lumière. Par exemple une valeur de $8.9 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ a été mesurée dans l'estuaire de Colne (Royaume Uni) avec des teneurs en Chlorophylle *a* (Chl *a*) comprises entre 0,5 et $37,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Kocum et al. 2002). D'autres systèmes au contraire peuvent être qualifiés de mésotrophes avec une production primaire plus élevée comprise entre 101 et $300 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, comme par exemple la lagune d'Arcachon où une production primaire moyenne de $103 \text{ g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ et des concentrations moyennes en Chl *a* de $2,0 \pm 1,0$ et $2,2 \pm 1,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ont été mesurées (Glé et al. 2008). Enfin, certains systèmes dis eutrophisés peuvent atteindre une production primaire particulièrement importante avec près de $500 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$, comme par exemple à Great South Bay (Lively et al. 1983) avec des valeurs de Chl *a* pouvant dépasser $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

2) Les facteurs de contrôle

Les zones côtières, hétérogènes et dynamiques, sont influencées par de nombreux facteurs de contrôle naturels (i.e. relations trophiques, hydrodynamisme, pluviométrie, marnage) et anthropiques (i.e. occupation des sols) aux différentes échelles spatiales et temporelles qui peuvent avoir des conséquences importantes sur la production primaire (Statham 2012). Avant d'étudier plus dans le détail l'influence des apports terrestres (nutriments) sur la production primaire, voyons ici quelques exemples :

La lumière : Elle influence les organismes autotrophes et hétérotrophes en tant que moteur de la photosynthèse dans la couche euphotique (Followski 2000). Elle agit sur les différents pigments photosynthétiques des organismes, ceux-ci ayant des absorptions préférentielles en fonction des longueurs d'ondes du spectre lumineux. Dans les estuaires, la photosynthèse est maximale en été dans les parties amont lors du développement d'un bloom phytoplanctonique (Polsenaere 2011).

L'hydrodynamisme : Le rythme tidal et les débits peuvent influencer l'activité biologique des organismes en contrôlant le temps de résidence des masses d'eau. Dans les estuaires (système macrotidal), les eaux sont en général bien mélangées et souvent turbides. La photosynthèse est donc limitée par les fortes concentrations de matières en suspension et donc la disponibilité de lumière (Polsenaere 2011).

Température, salinité et pH : Ces différents paramètres environnementaux peuvent agir de façon conjointe ou séparément sur les organismes. La température agit sur l'activité enzymatique des organismes. Il a été montré que l'activité de la nitrate réductase chez les diatomées était plus élevée que celles des dinoflagellés pour une même gamme de

température basse. C'est pourquoi il est souvent observé une efflorescence précoce de diatomées au printemps dans les eaux côtières (Polsenaere 2011). De plus, le pH et la salinité peuvent aussi modifier la forme ionique des nutriments utilisables par les organismes. Par exemple, pour un pH de 8 et une salinité d 35, plus de 90% des orthophosphates sont présents sous forme HPO_4^{2-} (Pilson 1998).

Occupation du sol : Les concentrations en éléments biogènes et en carbone dans les cours d'eau des bassins versants sont fortement liées à l'occupation du sol, les activités anthropiques influençant significativement la production primaire des cours d'eau associés (Canton 2009).

3) Influence des apports terrestres sur la production primaire côtière

Les nutriments (N, P et Si) influencent significativement la production primaire côtière en contrôlant la croissance des organismes autotrophes. Le phosphore est par exemple présent dans un grand nombre de molécules du vivant comme l'adénosine triphosphate (ATP) permettant l'approvisionnement énergétique des cellules, mais aussi dans l'ADN et l'ARN, dans les membranes cellulaires ou encore certains composés membranaires (Canton 2009). La présence de certains nutriments en quantité importante (silice) peut favoriser certaines communautés comme les diatomées. Au contraire, lorsque les nutriments viennent à manquer, ils peuvent avoir un caractère limitant pour les producteurs primaires (loi du minimum de Liebig).

Tableau 1 : Identification du premier nutriment limitant sur la base des concentrations en nutriments inorganiques dans l'eau (Justić et al. 1995).

Nutriment limitant	Critères
NID	$\text{NID} < 1,0 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $\text{NID} : \text{PID} < 10$ et $\text{DSi} : \text{NID} > 1$
PID	$\text{PID} < 0,1 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $\text{NID} : \text{PID} > 22$ et $\text{DSi} : \text{PID} > 22$
DSi	$\text{DSi} < 2,0 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $\text{DSi} : \text{NID} < 1$ et $\text{DSi} : \text{PID} < 10$

La limitation « potentielle » d'un nutriment peut être en partie déterminée grâce aux rapports molaires de Redfield (C:N:P voisin de 106:16:1) qui ont été mis en évidence du fait d'une similitude entre les compositions moyennes (en nutriments) de l'eau et de la biomasse phytoplanctonique (Redfield 1958, Falkowski 2000, Howarth et al. 2011). Justić et al. (2005) ont aussi pris en compte les concentrations en nutriments pour que la limitation soit « réelle » (Tableau 1). Ainsi, il faut que $\text{NID} < 1 \mu\text{mol L}^{-1}$ et $\text{NID} : \text{PID} < 10$; $\text{DSi} : \text{NID} > 1$ pour que le NID soit réellement limitant. Cette limitation par les nutriments varie le long du continuum eau

douce/eau de mer (Souchu 2016). Dans les eaux salées océaniques (lagune côtière, plateau, ...), la production primaire sera plus limitée par l'azote que par le phosphore, contrairement aux écosystèmes d'eau douce (fleuve, rivière, lac) (Ryther & Dunstan 1971, Schindler 1977, Howarth & Marino 2006, Howarth et al. 2011). Le nutriment limitant va également varier selon les saisons le long des zones côtières (D'Elia et al. 1986, Conley et al. 2000). Par exemple, en Baie de Vilaine (figure 4), le phosphore (PID) est potentiellement limitant ou « réellement » limitant en hiver/printemps à l'inverse de l'azote (NID) qui l'est plus en été. La silice est quant à elle peu limitante, uniquement en fin de printemps (figure 4).

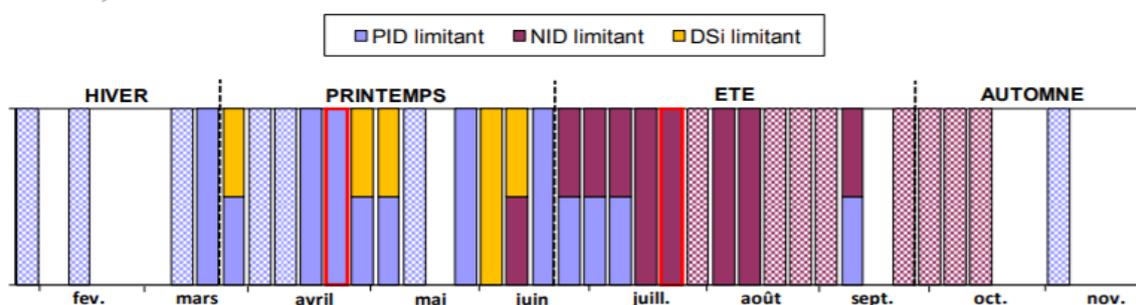


Figure 4 : Identification du premier nutriment limitant pour le phytoplancton au cours de l'année 2015 à la station Nord Dumet (Baie de la vilaine). Les histogrammes en pointillées indiquent une limitation potentielle alors que les histogrammes en couleurs pleines indiquent une limitation. Lorsque deux couleurs sont présentées pour la même barre, il s'agit d'une co-limitation (d'après Souchu et al. 2018).

La présence importante de silice au printemps entraîne normalement une prolifération de diatomées. Cependant, la diminution du rapport Si/N (à cause d'un excès d'azote) cause une modification de la dynamique des communautés, avec une diminution du nombre des diatomées pendant la période printanière (Justić et al. 1995, Turner et al. 2003, Cugier et al. 2005). L'augmentation des concentrations en phosphore (diminution du rapport N/P) en été entraîne par contre la prolifération de dinoflagellés (Cloern 2001, Billen 1991). En baie de Vilaine (2016), une succession de diatomées et dinoflagellés a bien été observée. Plusieurs diatomées (*Skeletonema sp.*, *Cerataulina sp.* et *Chaetoceros*) se sont développées de mi-mars à mi-juillet lorsque la silice était présente. Le dinoflagellé *Prorocentrum micans* s'est aussi développé à partir de la fin juin, lorsque le phosphore n'était pas limitant (Souchu et al. 2018).

Introduction

A) Contexte scientifique de l'étude

Les écosystèmes côtiers représentent des zones d'échanges terrestre-aquatique-atmosphérique, avec des apports importants de carbone et de nutriments terrestres vers

l'océan côtier (Howarth et al. 2011). Depuis 1970, de nombreuses études se sont déjà intéressées à la dynamique des nutriments au sein des eaux côtières, en particulier du point de vue de leur influence sur la production primaire (Howarth et al. 2006). On peut citer par l'exemple le rapport très récent du projet DIETE (Souchu et al. 2018) qui a exploré les données acquises depuis les années 80 dans les eaux côtières de la Loire et de la Vilaine. D'autres études comme celles de Del Amo dans la Baie de Brest ou encore celles de Glé et Canton dans le bassin d'Arcachon se sont focalisées sur la dynamique et la limitation en nutriments (Del Amo et al. 1997, Glé et al. 2008, Canton et al. 2012). La prise de conscience du rôle des zones côtières dans le cycle du carbone, accompagné du changement global (réchauffement, acidification des océans, intensification des événements extrêmes etc...) a été par contre plus tardive. Leur caractère dynamique, non stationnaire et hétérogène rend la mesure des processus et des flux difficile et donc une prise en compte complexe et plus tardive dans les budgets régionaux et globaux (Aufdenkampe et al. 2011, Bauer et al. 2013). Plusieurs études existent sur la dynamique et l'export du carbone par les eaux aquatiques continentales, au niveau des grands estuaires (Abril et al. 2002), lacs (Cole et al. 1994) et rivières (Meybeck 1993). Des études plus régionales ont aussi été effectuées au niveau dans la lagune d'Arcachon par exemple (Polsenaere & Abril 2012, Polsenaere et al. 2012, Deirmendjian et al. 2018). Comprendre les interconnexions entre ces différents compartiments et cycles biogéochimiques est fondamental pour caractériser les flux et processus écologiques s'y déroulant.

B) Le projet Baie de l'Aiguillon

La Baie de l'Aiguillon se situe à environ 20 kilomètres de La Rochelle (46°17'N, 01°09'O), sur la façade Atlantique. A l'interface continent-océan, la baie est alimentée par les eaux douces terrestres de 6350 km² de bassin versant (Soismier et al. 2014). De nombreux cours d'eau sont contrôlés, via plusieurs organismes selon les objectifs : Agences de l'eau Loire-Bretagne et Adour-Garonne, Agence régionale de la santé, IFREMER.

Le projet « Baie de l'Aiguillon » (2016-2020) est né initialement d'une demande d'Assistance à Maîtrise d'Ouvrage (AMO) de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) puis de l'Etablissement Public du Marais Poitevin (EPMP). Il est financé par le programme européen LIFE14_ NAT_FR_000669 dont les bénéficiaires sont le Parc Naturel Régional du Marais poitevin, la Ligue Française pour la protection des oiseaux (LPO) et l'ONCFS. Le projet fait aussi intervenir d'autres partenaires scientifiques et financiers comme l'EPMP, l'Agence de l'Eau Loire Bretagne (AELB) et l'IFREMER. Ce projet d'étude

développé par l'Ifremer a pour but de répondre à des besoins du plan de gestion 2013-2022 de la RNN à savoir déterminer le rôle joué par les eaux terrestres du Marais Poitevin dans le fonctionnement de la chaîne trophique de la Baie (Joyeux & Corre 2013). Il s'inscrit aussi pleinement dans la thématique de recherche sur la dynamique des nutriments et du carbone au sein du continuum terrestre-aquatique. Une première étude globale menée par l'Ifremer entre octobre 2004 et décembre 2005 s'est intéressée à ce continuum en déterminant plus particulièrement des objectifs de qualité microbiologique des eaux du bassin versant influençant le milieu littoral et ses usages à l'échelle de la zone estuarienne du Marais poitevin (Ryckaert 2000). Ce travail avait conduit à formuler des propositions d'études complémentaires, notamment de mesures et de suivi de flux (concentrations en nutriments, matière organique, Chl *a* etc....) dans une continuité temporelle. Ces données ont été récemment analysées par Marie Le Marchand (stage de M2) qui les a mis en relation avec celles acquises lors du début du présent projet pendant la période hivernale (Janvier-Mars 2017), les méthodes d'échantillonnage et d'analyse étant similaires (Le Marchand 2017).

C) Objectifs du stage de Master 2

Ce stage a visé à comprendre la dynamique spatio-temporelle des nutriments (i.e. N, P, Si) et du carbone (i.e. pH, alcalinité, pCO₂ et carbone organique total : COT) le long du continuum terrestre-aquatique Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton (MP-BA-PB) pendant un cycle annuel hydrologique complet (Janvier-Décembre 2017). L'objectif spécifique est de mieux évaluer l'influence des apports terrestres des différents cours d'eau sur la production primaire de ce système côtier. Durant ce stage il a été nécessaire de: 1) Comprendre les processus et flux biogéochimiques en zone côtière à travers un travail bibliographique. 2) Mettre à jour et analyser statistiquement les données fournies (paramètres physico-chimiques, nutriments, carbone) sur les trois points côtiers (surface et fond) et les cinq exutoires du Marais poitevin. 3) Participer aux mesures de terrain en lien avec le projet, aussi bien sur l'aspect qualitatif (mesures de pression partielle de CO₂ par sonde autonome C-Sense acquise au LERPC) que quantitatif (jaugeage, non abordé dans ce rapport). 4) Participer à différentes réunions de laboratoire et à des échanges avec des partenaires extérieurs régionaux impliqués dans le projet. Matériels et méthodes

A) Présentation du site d'étude

Cette étude s'intéresse à différents types de masses d'eau allant des exutoires du bassin versant du Marais poitevin jusqu'aux eaux côtières de la Baie de l'Aiguillon et du

Pertuis Breton (Figure 5). La Baie de l'Aiguillon est une vasière intertidale localisée entre la pointe de l'Aiguillon et la pointe de Saint-Clément qui s'étale sur une surface de 4 600 km² (Chaumillon & Blanloeil 2018). La Baie est alimentée par de nombreux cours d'eau, principalement le Lay et la Sèvre Niortaise qui fonctionnent comme des estuaires. Le Lay et la Sèvre ont les plus grandes surfaces de sous bassins versants (15 et 65% de la surface totale) (Annexe 1). Les débits ont été en moyenne de 4,9±9,4 et 11,3±13,8 m³ s⁻¹ respectivement dans le Lay et la Sèvre en 2017. D'autres canaux et chenaux plus petits (Vieux, Luçon et Curé du Nord au Sud) alimentent également la baie. Les débits y sont plus faibles, avec 0,1±0,2, 0,3±0,6 et 1,3±1,6 m³ s⁻¹ au Canal de Luçon, Chenal Vieux et Curé en 2017. La Baie abrite aussi une grande biodiversité, étant une zone d'accueil importante pour les oiseaux d'eau hivernants et migrateurs (i.e. limicoles et anatidés) (Degré et al. 2006, Bocher et al. 2014). Cela lui a valu d'être classée comme réserve naturelle nationale en 1996 et 1999 pour les parties Vendée et Charente-Maritime respectivement (Chaumillon & Blanloeil 2018).

Le Marais poitevin, deuxième plus grande zone humide de France, est né lors de la transgression flandrienne (Holocène) en comblant une dépression calcaire jurassique (Soismier et al. 2014). Ces marais sont de deux types : à l'Est, le marais mouillé (ou « venise verte ») et à l'Ouest le marais desséché où se situe notre zone d'étude. Dans le marais desséché, les cultures et les prairies sont largement majoritaires, représentant plus de 90% de chaque sous bassin-versant, contrairement aux zones humides, forêts et zones urbanisées. Les sols des sous bassins versants de la Sèvre, de Luçon et du Curé sont principalement occupés par des cultures céréalières (69%, 50% et 55% de la surface totale) contrairement aux sols du Lay et du Chenal Vieux où les prairies dominent (62% et 76%) (Annexe 1).

Le Pertuis Breton est un bras de 25 km orienté est/ouest situé entre le continent et l'île de Ré. Il communique à l'Ouest avec l'Océan Atlantique par une ouverture de 10 km de large, et au sud par le Pertuis d'Antioche et la Baie de La Rochelle (Degré 2006). Cette zone est fortement influencée par les marées (régime macrotidal). Les marées sont de types semi-diurnes et les temps de renouvellement élevés (environ 85 jours) par rapport au bassin de Marennes-Oléron (Ascione et al. 2015). Une grande partie du pertuis est constituée de zones intertidales, sur lesquelles l'activité mytilicole s'est développée (4,5 km²). La mytiliculture représente une activité économique particulièrement importante puisqu'environ 20% de la consommation nationale de moules proviendrait du pertuis (Chaumillon & Blanloeil 2018). Cette zone connaît malheureusement d'importantes mortalités de moules touchant à la fois les naissains et adultes depuis l'hiver 2014 (Polsenaere et al. 2017).

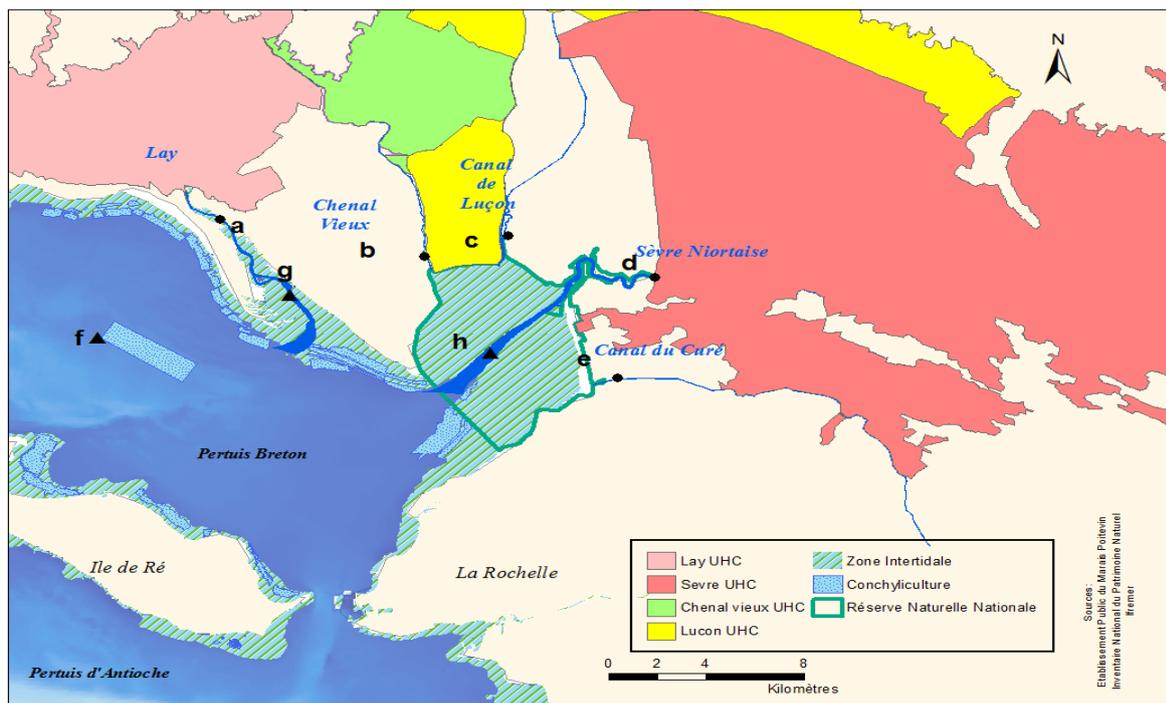


Figure 5 : Localisation des points de suivis terrestres (a à e) et côtiers (f à h) : a : Lay au pont de l'Aiguillon (46°20'6.28"N, 01°18'58.89"O), b : Chenal Vieux (46°18'58.69"N, 01°12'8.38"O), c : Canal de Luçon (46°19'58.89"N, 01°9'58.58"O), d : Sèvre Niortaise au pont du Brault (46°19'0.52"N, 01°4'56.39"O), e : 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).

B) Stratégie d'échantillonnage

Au total, huit sites ont été suivis le long du continuum avec un prélèvement en sub-surface¹ tous les 15 jours de novembre à avril (apports principaux) et tous les mois de mai à septembre (apports réduits). Au niveau des cinq sous bassins versants, les prélèvements ont été réalisés en fin de marée descendante/basse mer, en aval des ouvrages pour les deux estuaires (Lay et Sèvre) et en amont des ouvrages pour les trois chenaux (Vieux, Luçon, Curé). Les trois points côtiers (bouée d'eau saine de la Sèvre, bouée bâbord du chenal du Lay et point filière W du Pertuis Breton) ont quant à eux été échantillonnés autour de la pleine mer +/- deux heures (Figure 5).

C) Acquisition in situ des données et analyse en laboratoire par le LEAV

Les analyses ont été sous-traitées par le Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la Vendée (LEAV), qui possède l'accréditation COFRAC (Comité Français d'Accréditation). Celui-ci a réalisé les analyses pour toute la période étudiée c'est-à-dire du 16/01/2017 au 18/12/2017 (soit 40 sorties, entre 16 et 21 dates échantillonnées selon qu'il

¹ Au niveau des trois points côtiers, des mesures au fond ont également été réalisées mais aucune différence significative n'a été notée avec les mesures en surface.

s'agisse de points bassins versants ou littoraux). Pour chacun des huit points étudiés, les paramètres physico-chimiques (température (°C), concentration en oxygène dissous ($\mu\text{mol. L}^{-1}$ et %SAT), conductivité ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) et pH) ont été mesurés *in situ*. Des échantillons d'eau ont également été prélevés pour des analyses complémentaires. Des mesures de matériel particulaire (Matières En Suspension (MES) en mg L^{-1} , Chlorophylle *a* et pheopigments en $\mu\text{g L}^{-1}$) de nutriments minéraux dissous (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} et SiO_2 en $\mu\text{mol L}^{-1}$), et de paramètres du système des carbonates (alcalinité en mmol L^{-1} , pH et Carbone Organique Total (COT) en mg L^{-1}) ont été effectuées. Les autres éléments du système des carbonates, i.e. le carbone inorganique dissous (CID), les bicarbonates (HCO_3^-), les carbonates (CO_3^{2-}), le CO_2^* dissous (mmol L^{-1}), les pressions partielles de CO_2 (ppmv) et les taux de saturation en aragonite (Ω_{ar}) et en calcite (Ω_{ca}) ont été calculés à l'aide du logiciel CO_2 System Calculations (version 2.1) développé par Lewis et Wallace (1998). Pour plus de détails, les protocoles sont détaillés dans le rapport de Le Marchand (2017).

D) Analyses de données

Les données géographiques ont été travaillées sur SIG, i.e. Arcgis (ArcMap 10.2.) (Figure 5) à partir des différentes couches fournies par l'EPMP, en particulier celles correspondant aux surfaces de chaque sous bassin versant. Les données d'occupation du sol (prairies, cultures, zones urbaines, zones humides et forêts) proviennent du Corine Land Cover et des données démographiques de l'INSEE (2014). Les logiciels Rstudio (version 3.4.2) et GraphPadPrism (version 7.04) ont été utilisés pour les analyses de données (Figures 6 à 14). Des analyses non-paramétriques (test de Kruskal-Wallis) et des tests de de Dunn (test post-hoc) ont permis de déterminer d'éventuelles différences entre les cours d'eau mais aussi entre les différentes saisons pour l'année 2017. Des ACP (Analyses en Composantes Principales) ont aussi été effectuées pour déterminer les similitudes et les différences de paramètres entre les différents cours d'eau avec les packages FactoMineR et Factoextra de Rstudio. Le modèle AROME de Météo France a été utilisé pour étudier la fréquence (%), la vitesse (m.s^{-1}) et la direction du vent à la station Chenal Vieux pour chacune des saisons. Le modèle dispose d'une résolution spatiale de 1300 m et temporelle d'une heure (Annexe 5). Les débits utilisés pour le calcul des flux de carbone et de nutriments correspondent aux mesures journalières disponibles dans la banque Hydro France en particulier pour le Lay et la Sèvre. Les données ont ensuite été corrigées en prenant en compte l'ensemble de chacun des sous bassins versants des deux estuaires (i.e. partie en aval des stations Hydro France, voir Le Marchand 2017).

Résultats

A) Vue générale de la dynamique des paramètres mesurés au sein du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton

Des tendances générales concernant les paramètres environnementaux, les nutriments, le matériel particulaire et le système des carbonates ont pu être observées sur l'ensemble des sites suivis du continuum terrestre-aquatique durant l'année 2017 (Figures 6-12). Les débits moyens des cours d'eau du bassin versant du Marais poitevin ont été en général faibles en 2017 avec des valeurs comprises entre $0,1 \pm 0,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au Canal de Luçon et $11,3 \pm 13,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dans la Sèvre (amont), les valeurs les plus faibles étant mesurées dans les chenaux. Les températures annuelles de l'eau de surface ont été comprises entre $13,4 \pm 1,2^\circ\text{C}$ (Chenal Vieux) et $15,0 \pm 1,2^\circ\text{C}$ (Sèvre aval) et ont suivi une évolution annuelle classique avec des températures faibles en hiver ($3,8^\circ\text{C}$ le 04 Décembre 2017 dans le Canal de Luçon) et élevées en été ($25,6^\circ\text{C}$ le 21 Juin 2017 à Curé) (Figure 6-Annexe 3). Les valeurs de salinité ont été comprises entre $7,5 \pm 5,9$ dans le Curé et $34 \pm 0,9$ au point Filière W. Les valeurs moyennes en oxygène dissous les plus faibles et élevées ont été mesurées dans la Sèvre Niortaise (amont) ($6,9 \pm 2,9 \text{ mg L}^{-1}$) et le Curé ($9,4 \pm 3,5 \text{ mg L}^{-1}$), respectivement (Figure 6-Annexe 3). Des valeurs supérieures à 2 mg L^{-1} ont été observées tout au long de l'année même si des valeurs proches de cette limite (entre 2 et 5 mg L^{-1}) ont pu être relevées dans certains cours d'eau du bassin versant à certaines périodes de l'année en été et début de l'automne ($2,4$ à $4,9 \text{ mg L}^{-1}$ entre le 21 Juin-03 Novembre 2017) dans la Sèvre (amont). Des valeurs de $3,3$ et $3,4 \text{ mg L}^{-1}$ ont aussi été trouvées dans le Lay et le Canal de Luçon le 21 Juin 2017.

Les concentrations d'azote inorganique dissous (NID) majoritairement présentes sous forme nitrates NO_3^- (i.e. 79% au minimum pour le Lay amont) ont été comprises en moyenne entre $10,3 \pm 9,7 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ au Point filière W et $313 \pm 257 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ dans le Curé (Figure 7-Annexe 3). Les plus faibles et fortes concentrations en phosphates PO_4^{3-} ont été mesurées au point Filière W ($0,4 \pm 0,2 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$) et dans le Canal de Luçon ($3,0 \pm 2,6 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$) respectivement (Figure 7-Annexe 3). Les concentrations en silicates ont quant à elles été comprises entre $9,0 \pm 4,4 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ au point filière W et $116,8 \pm 44,8 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ dans la Sèvre (amont) (Figure 7-Annexe 3).

Concernant le matériel particulaire, les concentrations moyennes en MES ont été les plus faibles à Filière W ($9,4 \pm 8,8 \text{ mg L}^{-1}$) alors qu'une valeur de $6067 \pm 3817 \text{ mg L}^{-1}$ a pu être observée dans la Sèvre (amont) (Figure 8-Annexe 3). Les estuaires ont été en général beaucoup plus turbides que les chenaux (et les points côtiers), un facteur dix entre la Sèvre et

le Lay amont étant à considérer. Les valeurs de COT ont été comprises entre $1,6 \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}$ au point Filière W et $15 \pm 23 \text{ mg L}^{-1}$ dans la Sèvre (amont) (Figure 8-Annexe 3). Les plus faibles et fortes concentrations en phéopigments ont été mesurées au point Filière W ($2,0 \pm 0,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) et dans la Sèvre (amont) ($179 \pm 124 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) (Figure 8-Annexe 3). Les concentrations en Chlorophylle *a* ont été particulièrement élevées au niveau du bassin versant en particulier dans la Sèvre (amont) et les chenaux (Chenal Vieux, Canal de Luçon et Curé) avec en moyenne des valeurs de $65 \pm 49 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $34 \pm 24 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$, $43 \pm 26 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ et $31 \pm 59 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ respectivement (Figure 8-Annexe 3). Ces dernières ont au contraire été plus faibles au niveau des sites côtiers avec au minimum $2,3 \pm 0,4$ au point Filière W.

Enfin concernant le système des carbonates, les valeurs d'alcalinité a été comprise entre $2,4 \pm 0,07 \text{ mmol L}^{-1}$ au point Filière W et jusqu'à $4,4 \pm 1,3 \text{ mmol L}^{-1}$ dans le Curé (Figure 9-Annexe 3). Les concentrations les plus élevées ont été notées au niveau du bassin versant en particulier dans le canal de Luçon, la Sèvre et le Curé ($4,2 \pm 0,6 \text{ mmol L}^{-1}$; $4,1 \pm 0,8 \text{ mmol L}^{-1}$ et $4,4 \pm 1,3 \text{ mmol L}^{-1}$) et dans une moindre mesure dans le Lay et chenal Vieux ($3,0 \pm 0,4 \text{ mmol L}^{-1}$ et $3,0 \pm 0,5 \text{ mmol L}^{-1}$). Les plus faibles et fortes valeurs de pH ont été mesurées dans la Sèvre (aval) ($8,1 \pm 0,04$) et les chenaux Chenal Vieux et Canal de Luçon ($8,4 \pm 0,3$) respectivement (Figure 9-Annexe 3). De plus faibles variations ont été notées dans les masses d'eaux tamponnées côtières. Les pCO_2 moyennes, calculées à partir des valeurs d'alcalinité et de pH ont été en général sursaturées vis à vis de l'atmosphère (supérieures à 409 ppmv) et comprises entre $493,7 \pm 105,5 \text{ ppmv}$ au point Filière W et $2393,0 \pm 1021,0 \text{ ppmv}$ dans la Sèvre (amont) (Figure 9-Annexe 3). Les concentrations en CID, représentés en majorité par les ions HCO_3^- (bicarbonates) (au minimum 91% au Chenal Vieux) ont été comprises entre $2,2 \pm 0,1 \text{ mmol L}^{-1}$ au point Filière W et $4,3 \pm 1,3 \text{ mmol L}^{-1}$ dans le Curé (Figure 9-Annexe 3).

B) Dynamique spatio-temporelle du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton

1) Les variations saisonnières de l'année 2017

Durant l'année 2017, des différences saisonnières liées au cycle hydrologique ont été mises en évidence pour l'ensemble des paramètres environnementaux, des nutriments minéraux dissous, du matériel particulaire et du système des carbonates. Les débits ont été plus élevés en fin de période hivernale avec des pics dans les estuaires ($97,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dans la Sèvre (amont) et $74,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dans le Lay (amont) le 6 Mars 2017) ainsi que dans les chenaux dans une moindre mesure (Figure 6). Des reprises de débits ont aussi été mis en évidence le 11 Décembre 2017 avec des débits maximums de 6,6 et $14,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ dans le Lay et la Sèvre

(amont). Les valeurs de salinité ont été logiquement plus faibles en période hivernale qu'en période estivale aussi bien au niveau des estuaires que des chenaux. Cependant, malgré la stratégie d'échantillonnage au moment de la basse mer, des différences marquées entre les cours d'eau (estuaires/chenaux) ont été observées. Par exemple, en période hivernale, des alternances d'eau douce et d'eau salée ont été observées au niveau du Lay (amont) contrairement à la Sèvre (amont), où la salinité a été toujours faible (égal ou inférieure à 2) (Figure 6). Des valeurs de salinité plus élevées ont aussi été observées en début d'hiver au Canal de Luçon. Au contraire, les valeurs de salinité ont été moins élevées au début du printemps pour le Lay et la Sèvre (aval) (28,1 et 28,3 le 27 Mars) en lien avec les apports terrestres contrairement à Filière W qui a très peu varié (Figure 6). Les concentrations en oxygène dissous ont été en général plus faibles en été (jusqu'à 2,4 mg L⁻¹ le 21 Juin 2017 dans la Sèvre) pour l'ensemble des sites (Figure 6).

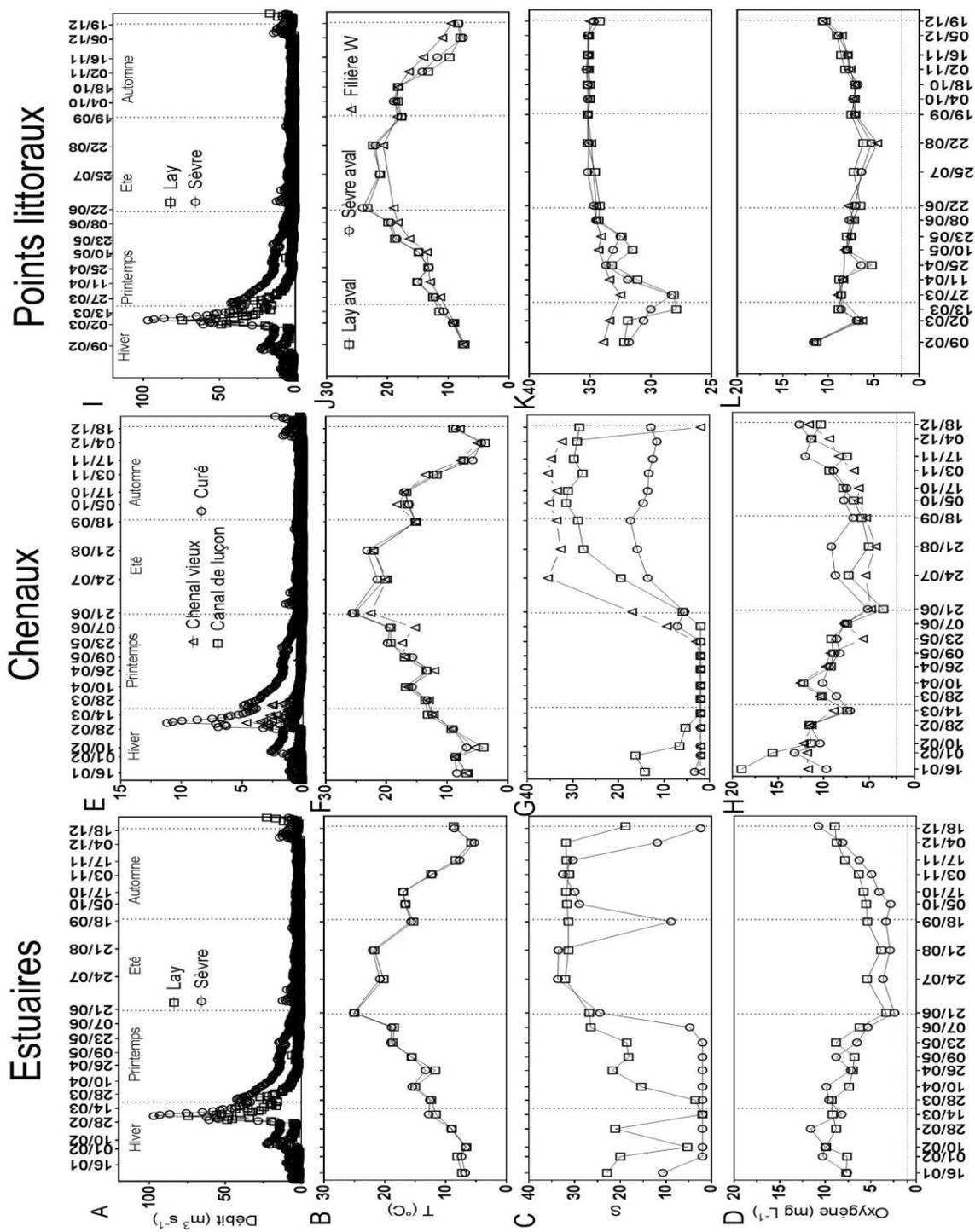


Figure 6 : Evolution temporelle des paramètres environnementaux durant l'année 2017 pour les cinq exutoires et les trois points côtiers (Lam= Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé, Lav=Lay aval, Sav=Sèvre aval, FW=filière W). Débit, T : température de l'eau de surface, S : salinité, Oxygène dissous. A noter que les échelles utilisées pour les débits n'est pas la même entre les chenaux et estuaires.

Les concentrations en nitrates (NO_3^-) ont été plus élevées en fin d'hiver et au printemps pour les points bassins versants (Figure 7). Concernant le Lay (amont), des différences significatives hiver-été et hiver-automne ont pu être calculées (kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Les valeurs les plus élevées ont été mesurées dans la Sèvre (amont) et le Curé (i.e. 670 et 810 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 14 mars 2017). Des concentrations élevées ont également été observées aux points côtiers, en particulier pour le Lay et la Sèvre (aval), 110 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 13 Mars 2017 et de 98 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 27 Mars 2017, influencés par les apports terrestres (Figure 7). Des pics de concentrations en ammonium (NH_4^+) ont aussi été observés en hiver dans le canal de Luçon (135 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 10 Février 2017) et en fin d'automne dans le Curé (169 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 04 Décembre 2017) (Figure 7). D'autres valeurs élevées de NH_4^+ ont été mises en évidence en automne et hiver au niveau des points côtiers, avec par exemple des valeurs de 4,7 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 9 Février et 4,8 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 16 Novembre 2017 au Lay (aval). Pour les nitrites (NO_2^-), des pics ont aussi été observés simultanément NH_4^+ en hiver dans le canal de Luçon (25 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 10 Février 2017) et en automne dans le Curé (32 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 17 Novembre 2017) (Figure 7). Les concentrations en phosphates ont été moins élevées en hiver et printemps et ont augmentées à partir du début de l'été notamment dans les estuaires (Figure 7). Les concentrations ont été plus élevées dans le Lay (amont) entre 3,2 et 4,6 $\mu\text{mol L}^{-1}$ entre 21 Août et le 17 Octobre 2017. Des pics de phosphates ont également été observés dans le canal de Luçon aux mêmes dates que les pics de NO_2^- et NH_4^+ le 10 Février (4,4 $\mu\text{mol. L}^{-1}$) et le 18 Septembre (8,6 $\mu\text{mol. L}^{-1}$). Pour les concentrations en silicates, des pics ont été observés à la fin d'hiver et à la fin du printemps dans les estuaires et les chenaux avec des valeurs de 132,5 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 14 Mars et de 208 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 21 Juin dans la Sèvre (amont) (Figure 7). Des valeurs plus élevées de silicates ont également été mesurées en fin d'hiver au niveau des points littoraux (42 et 29 $\mu\text{mol L}^{-1}$ pour le Lay et la Sèvre (aval)).

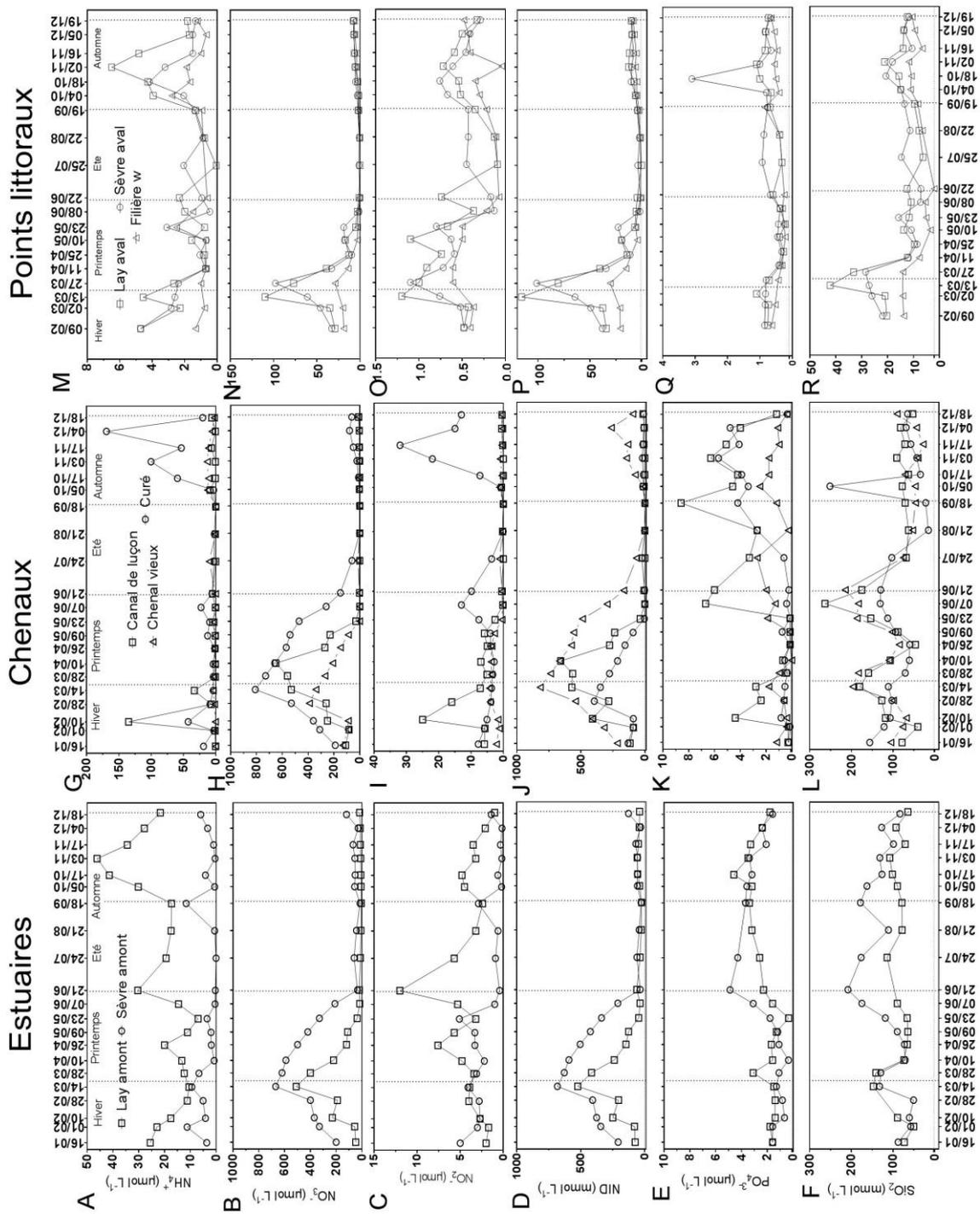


Figure 7 : Evolution temporelle des nutriments minéraux dissous durant l'année 2017 pour les cinq exutoires et les trois points côtiers (Lam=Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé, Lav=Lay aval, Sav=Sèvre aval, FW=filière W). NH_4^+ : ammonium, NO_3^- : nitrates, NO_2^- : nitrites, PO_4^{3-} : phosphates, SiO_2 : silicates. Les échelles ne sont pas les mêmes entre les estuaires, les chenaux et points côtiers.

Aucune tendance saisonnière claire n'a été mise en évidence concernant les MES et les phéopigments pour l'ensemble des sites (Figure 8). Dans les chenaux, des pics de MES ont aussi été observés dans le chenal vieux en hiver (350 mg L⁻¹ le 10 février 2017) et en automne (380 mg L⁻¹ le 17 Novembre 2017) ainsi que dans canal de Luçon en automne (420 mg L⁻¹ le 17 Octobre 2017). Une alternance de concentrations fortes et faibles en MES a été notée en fin d'hiver et printemps dans le Lay (aval), avec par exemple une diminution de 280 à 25 mg L⁻¹ entre le 13 et 27 Mars 2017. Dans le Lay (aval) à la même période, la même tendance vis à vis des concentrations en phéopigments a été observée. Au contraire, les concentrations en Chl *a* n'ont montré aucune tendance saisonnière claire, avec cependant des valeurs particulièrement élevées à certains moments de l'année (Figure 8). Par exemple, des pics de Chl *a* ont été observés dans la Sèvre (amont) en fin de printemps (197 µg L⁻¹ le 7 Juin 2017), en fin d'été (147 µg L⁻¹ le 18 Septembre 2017) et en fin d'automne (149 µg L⁻¹ le 18 Décembre 2017). D'autres pics ont aussi été mis en évidence dans deux des chenaux, au canal de Luçon en début d'hiver (123 µg L⁻¹ le 16 Janvier 2017) et au Curé en automne (197 µg L⁻¹, 88 µg L⁻¹ respectivement le 03 et 17 Novembre 2017).

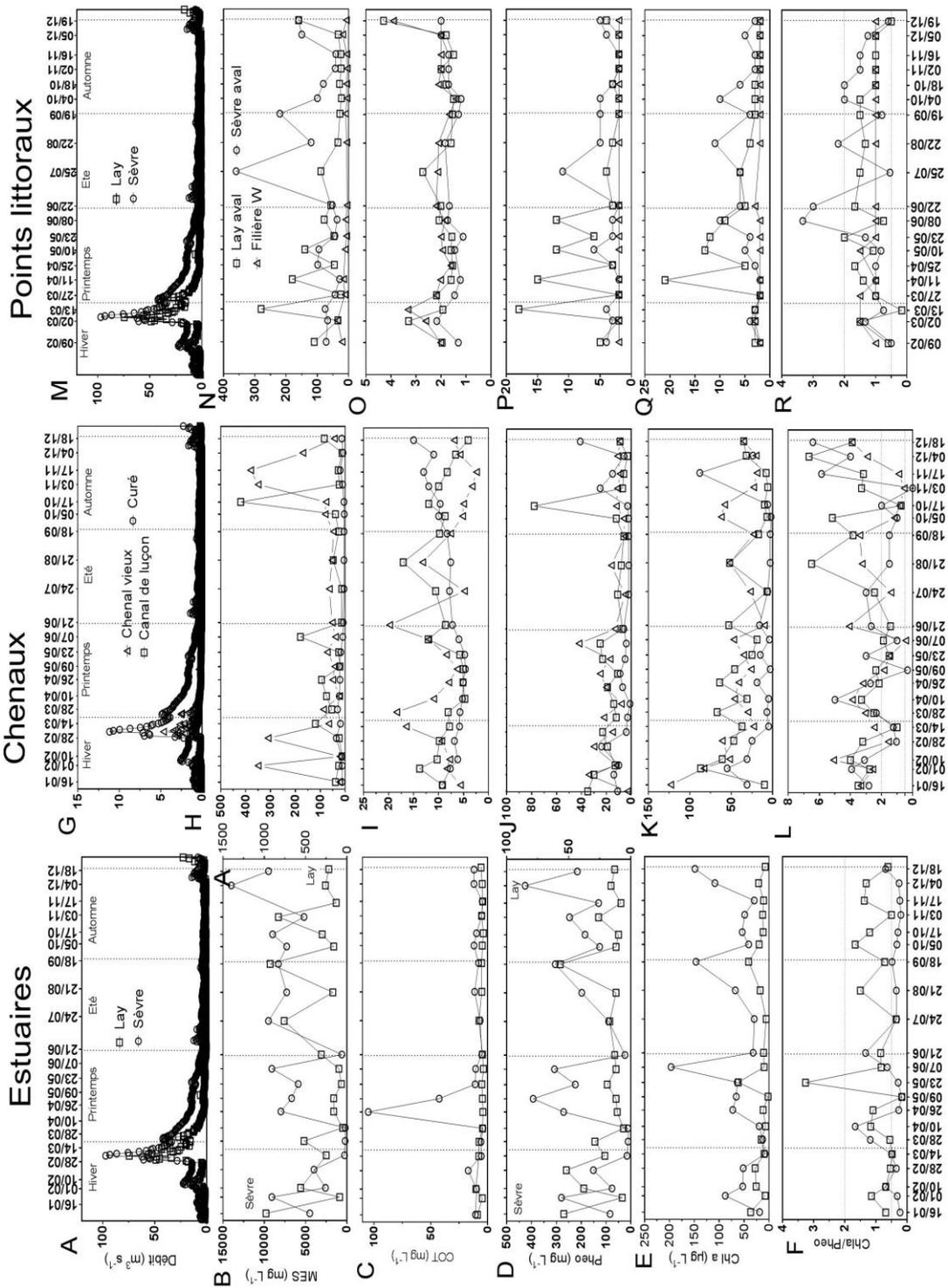


Figure 8 : Evolution temporelle du matériel particulaire durant l'année 2017 pour les cinq exutoires et les trois points côtiers (Lam= Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé, Lav=Lay aval, Sav=Sèvre aval, FW=filière W). MES : matières en suspensions, COT : carbone organique totale, Pheo: phéopigments, chl a : Chlorophylle a. Les échelles ne sont pas les mêmes entre les estuaires, les chenaux et points côtiers.

Enfin concernant les variations saisonnières du système des carbonates, des différences significatives ont pu être observées pour l'alcalinité des eaux de la Sèvre plus élevées en hiver et au printemps (kruskal-Wallis, $p < 0,01$) (Figure 9). De manière similaire, les valeurs d'alcalinité ont également varié selon les sites pour la même période. Les valeurs du chenal Vieux et du Lay ont été plus faibles que celles de la Sèvre, du Curé et de Luçon à la même période (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). Aucune variation saisonnière n'a par contre été mise en évidence pour les valeurs de pH et les pCO_2 (Figure 9). Les pCO_2 ont été en général supérieures à 400 ppmv (sursaturation en CO_2), excepté par moment dans les chenaux comme par exemple au Chenal Vieux le 01 Février, 10 Février, 10 Avril, 26 Avril, 9 Mai, 21 Juin, 21 Août, 18 Septembre, 04 Décembre, 18 Décembre 2017 (avec 271, 214, 227, 116, 90, 330, 152, 214, 363 et 377 ppmv respectivement). La Sèvre a également été marquée par des pCO_2 particulièrement élevées (2393 ± 1021 ppmv), en comparaison aux Chenal Vieux (493 ± 392 ppmv) et de Luçon (919 ± 996 ppmv) ainsi qu'à l'ensemble des points côtiers Lay (aval), Sèvre (aval) et Filière W (520 ± 122 , 501 ± 71 et 494 ± 105 ppmv) (Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$).

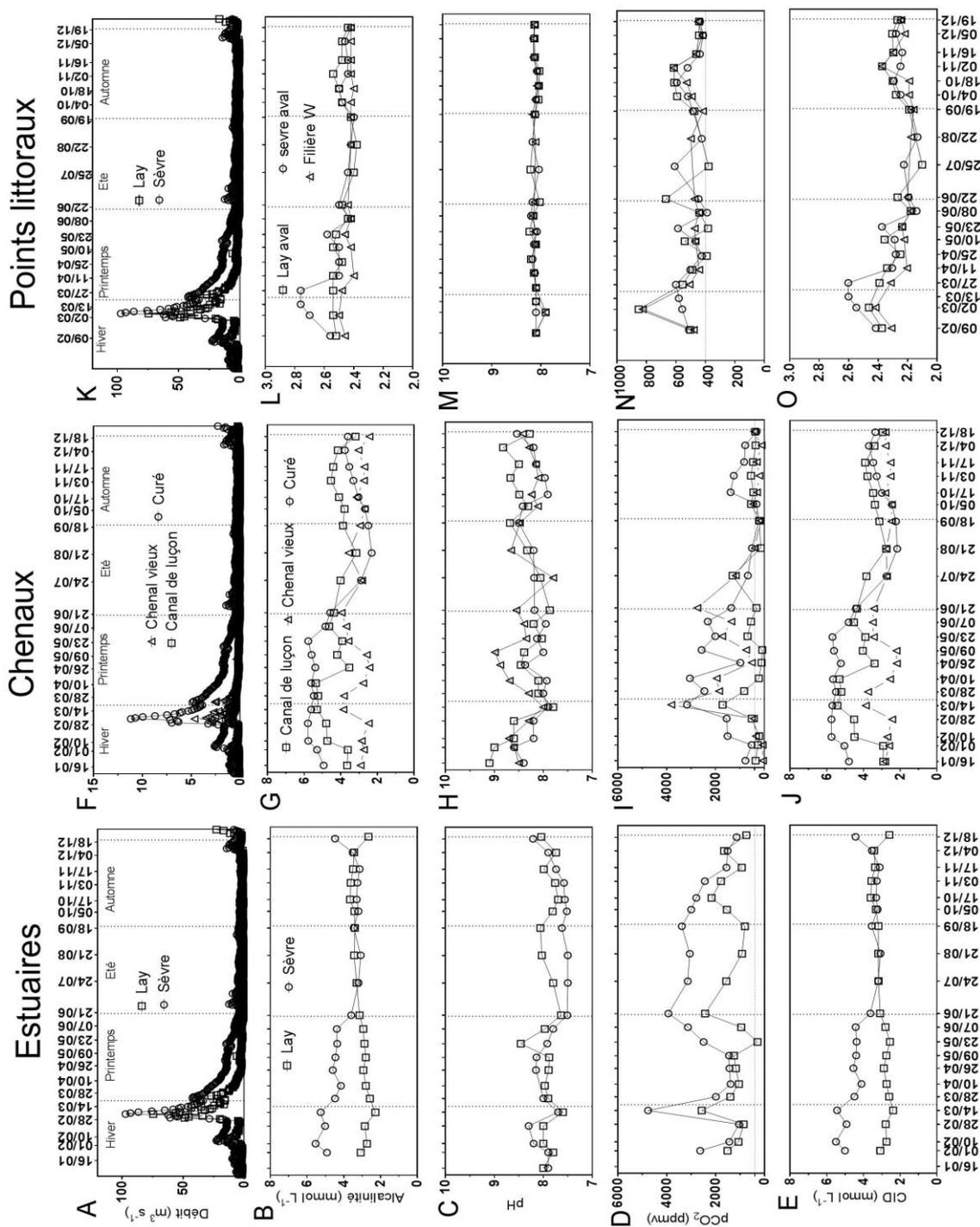


Figure 9 : Evolution temporelle du système des carbonates durant l'année 2017 pour les cinq exutoires et les trois points côtiers (Lam= Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé, Lav=Lay aval, Sav=Sèvre aval, FW=filière W). Alcalinité (AT), pH, pCO₂ (pression partielle de CO₂), CID (carbone inorganique dissous). Les échelles ne sont pas les mêmes entre les estuaires, les chenaux et points côtiers.

2) Les différences et similitudes entre les masses d'eau du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis breton

En 2017, des différences et similitudes ont été mises en évidence pour l'ensemble des sites échantillonnés au travers d'une analyse en composantes principales (Figure 10). L'ACP distingue clairement la Sèvre Niortaise des autres sites. Ce cours d'eau a en effet été caractérisé par de fortes charges en matériel particulaire (MES, Chl *a* et phéopigments) associées aux valeurs élevées de débits. Des corrélations significatives ont été mises en évidence entre les valeurs de MES et de Chl *a* ($R^2=0,74$, $p<0,001$) et de phéopigments ($R^2=0,72$, $p<0,001$) dans la Sèvre (amont). Le Lay (amont) a eu un comportement proche de celui de la Sèvre (amont) en 2017, mais avec des concentrations en MES, phéopigments, et des pCO_2 globalement plus faibles. En ce qui concerne les chenaux, l'ACP montre qu'en période de forts débits (i.e. hiver et printemps) les chenaux ont été caractérisés par des concentrations élevées en nutriments minéraux dissous (azote, phosphates et silicates). Des corrélations positives ont notamment été mises en évidence entre les débits et les NO_3^- pour l'ensemble des chenaux ($R^2>0,70$, $p<0,001$). Au contraire à ces mêmes périodes, des concentrations élevées en Chl *a* et des pCO_2 faibles les ont aussi caractérisées. En été et automne, en période de faibles débits, les chenaux ont été caractérisés par une forte salinité et une température élevée. Des corrélations négatives entre la salinité et les débits ont été observés ($R^2>0,70$, $p<0,001$). L'ACP met enfin en opposition les points littoraux avec des valeurs de salinité plus élevées et aux contraires des valeurs de nutriments minéraux dissous, de matériel particulaire et pCO_2 plus faibles. Le point filière W a également semblé se démarquer fortement des deux autres stations côtières avec des valeurs encore plus faibles.

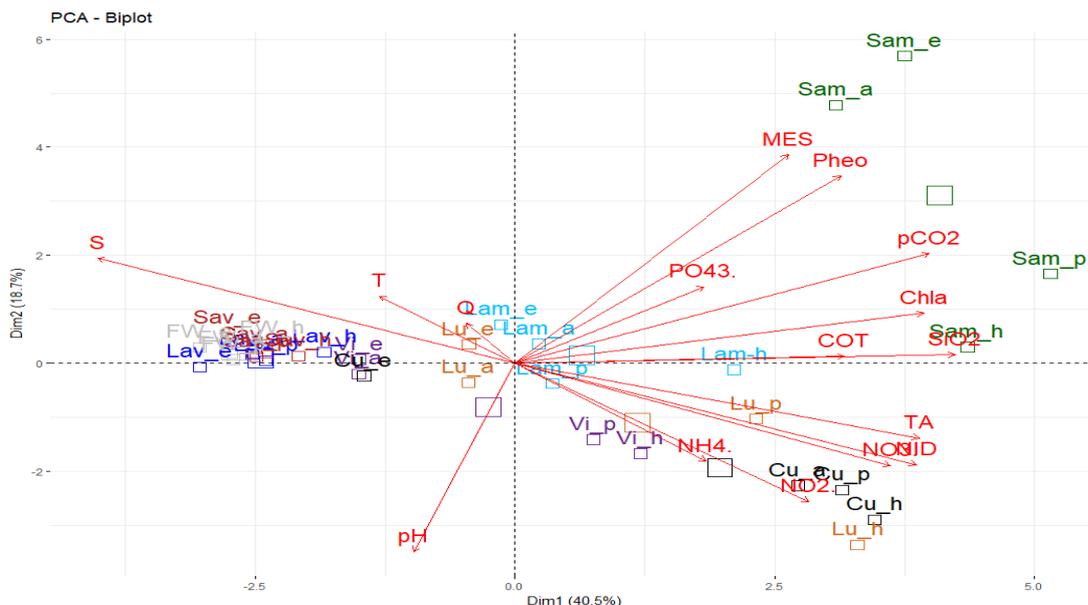


Figure 10 : Analyse en Composantes Principales (ACP) de l'année 2017 pour les cinq exutoires et les trois points côtiers. Les seize paramètres sont représentés en rouge et les cinq cours d'eau (Lam= Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé, Lav=Lay aval, Sav=Sèvre aval, FW=filière W) avec des couleurs différentes et des lettres pour chacune des saisons (h=hiver, p=printemps, e=été, a=automne). Les plus gros carrés représentent les barycentres pour chacun des cours d'eau.

C) Les facteurs de contrôles

1) Le débit

Plusieurs corrélations ont été observées entre les débits et certains paramètres mesurés au sein du continuum durant l'année 2017 (Annexe 4). Pour l'ensemble des sites, des corrélations positives ont pu être mises en évidence entre les concentrations de NO_3^-/NID et le débit ($R^2 > 0,5$). Les concentrations en NH_4^+ ont été corrélées négativement avec le débit dans le Lay (amont) ($R^2 > 0,2$). Des corrélations positives ont été observées pour les nitrites (NO_2^-) et le débit dans la Sèvre (amont) et deux des trois chenaux (Chenal Vieux et Canal de Luçon) ($R^2 > 0,2$ - Annexe 4). Les concentrations en SiO_2 ont aussi été corrélées positivement avec le débit dans le Lay (amont), le Chenal Vieux et l'ensemble des points côtiers ($R^2 > 0,2$ - Annexe 4) et dans une moindre mesure dans le Canal de Luçon ($R^2 = 0,16$). Les concentrations en PO_4^{3-} ont par contre été corrélées négativement dans la Sèvre (amont) et le Curé ($R^2 > 0,2$ - Annexe 4). Concernant les MES, des comportements différents selon les cours d'eau ont pu être observés. Une corrélation négative a été mise en évidence pour la Sèvre ($R^2 > 0,4$) inversement de celle calculée au Curé ($R^2 > 0,4$). Des différences entre cours d'eau ont également été observées pour l'alcalinité, corrélée négativement et positivement dans le Lay (amont) et dans la Sèvre (amont-aval), le Chenal de Luçon et le Curé, respectivement. Dans les chenaux et deux des points côtiers (Lay aval et Filière W), des corrélations négatives ont

été mises en évidence ($R^2 > 0,4$) pour les valeurs de $p\text{CO}_2$ contrairement aux estuaires où aucune corrélation n'a été trouvée.

2) Occupation du sol

Au niveau du bassin versant du Marais poitevin, des différences dans les caractéristiques géomorphologiques, géologiques et démographiques de chacun des sous bassins associés ont pu être relevées (Annexe 1). Par exemple, la Sèvre est le sous bassin versant présentant la plus grande surface (546 km²) mais avec une densité de population relativement faible (257 habitants/km²). Au contraire, les sous bassins du Curé et du Chenal Vieux (32 et 44 km²) ont des surfaces plus faibles mais des densités plus élevées (551 et 367 km²) (Annexe 1). Une influence de l'occupation du sol et des débits sur les différents paramètres environnementaux tous cours d'eau confondus a donc pu être notée (Annexe 4). Des corrélations positives MES/Débits et $p\text{CO}_2$ /Débits ont été calculées ($R^2 > 0,9$ et $R^2 > 0,8$ respectivement). Des corrélations positives ont également été mises en évidence entre la surface des cultures céréalières dans chacun des sous bassin versant et l'alcalinité ($R > 0,7$), la $p\text{CO}_2$ ($R^2 > 0,6$) et les nitrates (NO_3^-) ($R^2 > 0,7$). Au contraire, des corrélations négatives ont été observées entre la surface relative occupée par les prairies et les mêmes paramètres : alcalinité ($R^2 > 0,7$), $p\text{CO}_2$ ($R^2 > 0,5$) et NO_3^- ($R^2 > 0,5$). Les surfaces relatives occupées par les zones urbanisées et les forêts ont été également corrélées à certains paramètres ; les concentrations en silicates ($R^2 > 0,3$), nitrites ($R^2 > 0,9$) et ammonium ($R^2 > 0,6$) ont été corrélées positivement et l'alcalinité négativement ($R^2 > 0,3$) aux surfaces relatives occupées par les zones urbanisées. Enfin, la surface relative occupée par les forêts ont été corrélées positivement à l'alcalinité ($R^2 > 0,4$), et aux phosphates ($R^2 > 0,5$).

3) Limitation potentielle et réelle par les nutriments

D'une manière générale, un patron saisonnier dans la limitation de la production primaire par les nutriments minéraux dissous a été mis en évidence (Figure 11). En hiver et au début du printemps, les cours d'eau du bassin versant et les points côtiers ont été potentiellement limités par le phosphate, avec des rapports $\text{N:P} > 22$ et $\text{Si:P} > 22$ (Figure 11). Par exemple, la Sèvre (amont) a été potentiellement limitée en phosphates avec des rapports N:P , Si:P de $382,2 \pm 195,1$ et $68,6 \pm 26,7$ en hiver et $464,6 \pm 541,9$ et $88,0 \pm 51,4$ au printemps. Néanmoins, les cours d'eau bassin versant n'ont été que rarement « réellement » limités par le phosphore. En effet, une seule valeur réellement limitante ($P < 0,1 \mu\text{mol L}^{-1}$) a été observée dans le Chenal Vieux, le 10 Avril 2017 (Figure 11). Cependant, les valeurs ont été souvent proches de ce seuil, comme au Canal de Luçon et au Curé ($0,16 \mu\text{mol L}^{-1}$ le 23 Mai 2017). En

fin de printemps et en été par contre, c'est l'azote qui a été « potentiellement » limitant dans les cours d'eau, avec un rapport N:P<10 et Si:N>1 (Figure 11). Par exemple, dans le Canal de Luçon, les rapports N:P et Si:N ont été en moyenne de 0,15±0,17 et 176,6±106,6 à cette période. L'azote a été cette fois souvent « réellement » limitant (N<1,0 µmol L⁻¹) sur plusieurs sites, au niveau des chenaux et des points côtiers : par exemple le 7 Juin et le 18 Septembre 2017 au Chenal Vieux. Aucune limitation « réelle » en azote n'a été par contre observée au niveau des estuaires. En automne, aucune limitation n'a été mise en évidence, excepté au Curé. La silice a été « potentiellement limitante » (Si:N<1 et Si:P<10) le 17 Octobre et le 03 Novembre 2017.

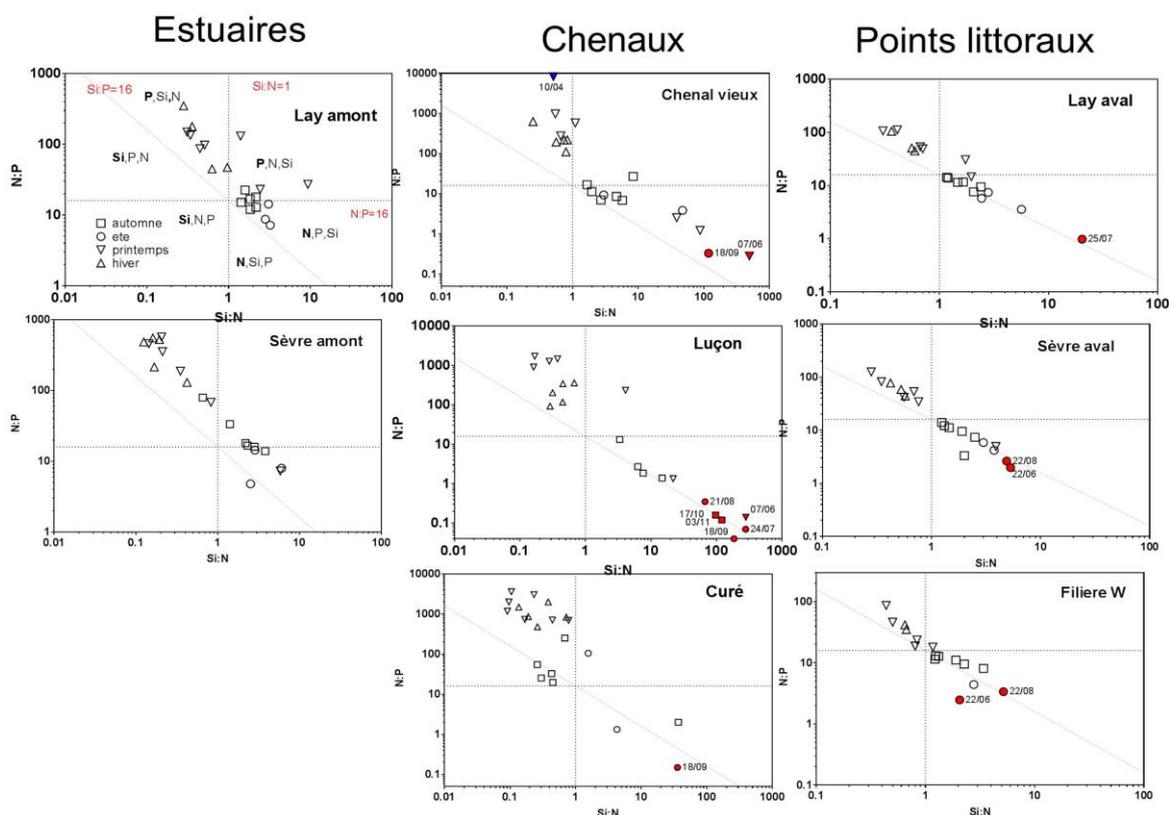


Figure 11 : Limitation potentielle et réelle par les nutriments minéraux dissous pour les cinq exutoires et les trois points côtiers (Lay amont, Sèvre amont, Chenal Vieux, Canal de Luçon et Curé, Lay aval, Sèvre aval, Filière W) au cours de l'année 2017. Les limitations réelles en phosphore sont représentées en bleues et celles de l'azote en rouge.

D) Les flux terrestres

Durant l'année 2017, des tendances saisonnières et spatiales marquées dans les flux de carbone et de nutriments en zone côtière Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton, ont pu être observées (Figure 12). Le CID (carbone inorganique dissous) a été l'élément majoritairement exporté tous cours d'eau confondus en 2017 (70%). Cet élément est suivi du COT (22%) et du

NID (6%), de la silice (1,6%) et enfin du phosphore (<1%). Des différences spatiales ont également pu être observées. La Sèvre et le Lay (estuaires) ont assuré la majorité des apports en Baie de l'Aiguillon, toutes saisons confondues. La Sèvre a été cependant le cours d'eau qui a le plus contribué à l'apport de carbone et de nutriments en Baie de l'Aiguillon (65% contre 25% pour le Lay). Les chenaux au contraire ont significativement moins contribué (au maximum à peine plus de 7% pour le Curé) (Kruskal-Wallis, $p < 0,05$). L'ensemble de ces apports terrestres a été en majorité exporté en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton en hiver-printemps sous l'influence des débits (i.e. moyennes hivernales entre $2,23 \text{ t an}^{-1}$ au Chenal de Luçon et $175,8 \text{ t an}^{-1}$ dans la Sèvre).

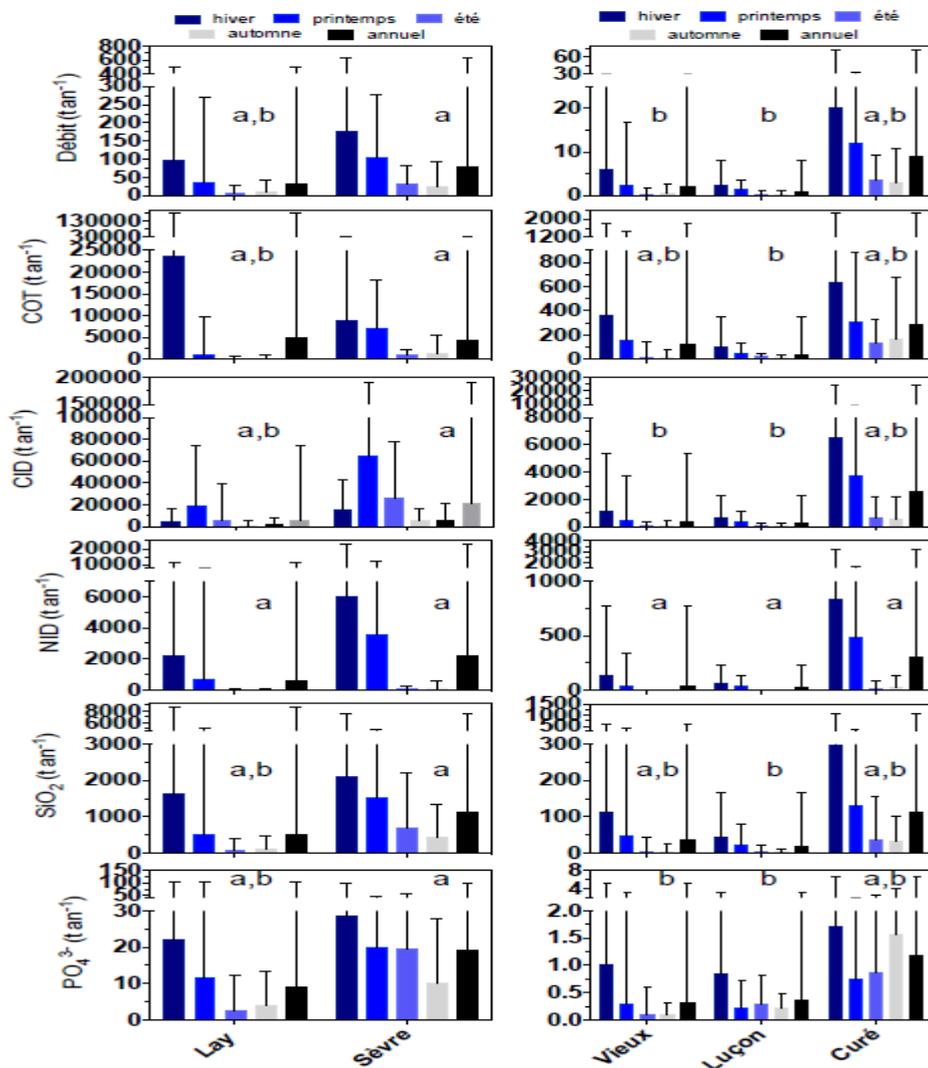


Figure 12 : Estimation des flux du carbone et de nutriments au niveau des cinq exutoires Lam= Lay amont, Sam=Sèvre amont, Vi=Chenal Vieux, Lu=Canal de Luçon et Cu=Curé pendant l'année 2017. Les différences entre les différents sites (mol J^{-1}) ont été effectuées (test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$).

DISCUSSION

A) Contextualisation hydro-climatique 2017 du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton

Le changement de phase de l'indice climatique NAO (North Atlantic Oscillation) mis en évidence à la fin des années 80 par Alheit et al. (2005) entraîne d'importantes variations climatiques en Europe du Nord, y compris à l'échelle de la façade Atlantique et même localement dans les Pertuis Charentais. Soletchnik et al. (2017) ont pu montrer par exemple une hausse significative de la température de l'eau d' $1,5^{\circ}\text{C}$ en Baie de Marennes-Oléron entre les périodes 1977-1991 et 2000-2015. L'année 2017 semble également s'inscrire dans cette tendance du réchauffement climatique touchant l'ensemble des écosystèmes. En effet, Météo France (Station de La Rochelle Aéroport, $46,17^{\circ}\text{N}$ - $1,16^{\circ}\text{O}$) a mesuré pour l'année 2017 une température de l'air ($13,8^{\circ}\text{C}$; $-6,1^{\circ}\text{C}$ à $35,1^{\circ}\text{C}$) plus élevée que la normale ($13,25^{\circ}\text{C}$) sur la période 1981-2010. Cette année 2017 s'est également accompagnée d'une baisse de la pluviométrie sur les saisons hiver, été, et automne particulièrement ($-7,6\%$, $-10,6\%$ et -47%) avec seulement une légère hausse par rapport à la normale observée au printemps ($+1,3\%$). Concernant les régimes de vent, des directions Ouest avec des vitesses moyennes comprises entre 4 et $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ ont été observées en 2017 à La Rochelle avec des maximums journaliers compris entre 20 et $24 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en automne/hiver (Annexe 5). Les rafales maximales ont atteint des valeurs de $32 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en hiver (Février et Mars 2017) et de $34 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ en automne (Décembre 2017). Actuellement, une baisse des débits dans de nombreux cours d'eau français est également observée et pourrait atteindre 40% d'ici 2050 (Ducharne et al. 2003). Cette diminution a été observée entre 1978-1991 et 2000-2015 pour deux fleuves influençant les Pertuis, i.e. la Loire et la Charente (Soletchnik et al. 2017) tout comme pour le Lay et la Sèvre comparativement à la période (1999-2012) au niveau de notre site d'étude Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton (données de la Banque HydroFrance). Cette diminution des débits à l'échelle locale des Pertuis Charentais serait probablement due à une augmentation de l'évapotranspiration et/ou des prélèvements anthropiques (agriculture) (Soletchnik et al. 2017). Dans ce contexte particulier de l'année 2017, intéressons-nous maintenant à la dynamique biogéochimique du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton suivi dans cette étude.

B) Dynamique spatio-temporelle du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton

1) Typologie des différents sous-systèmes terrestre-aquatique

Le Marais poitevin est une zone d'interface terrestre-aquatique anthropisée parcourue par un réseau hydraulique complexe alimentant via différents cours d'eau (fleuves, canaux et chenaux) la zone côtière de la Baie de l'Aiguillon et Pertuis Breton (Joyeux and Corre 2013 ; Soismier et al. 2014).

Tout d'abord, les fleuves du Lay et de la Sèvre correspondent à deux systèmes estuariens influencés par les dynamiques de la marée et des débits. En 2017, les eaux ont été bien mélangées et caractérisées par de fortes concentrations en nutriments et MES (NID : $252,4 \pm 221,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ et MES : $6067 \pm 3817 \text{ mg L}^{-1}$ dans la Sèvre) limitant a priori la production primaire planctonique (Borges & Abril, 2011). Ces eaux sont en effet généralement marquées par une intense reminéralisation de la matière organique (hétérotrophie) en provenance des zones humides connectées (Heip. 1995, Gattuso et al. 1998, Cai et al. 2011). Il en a résulté des pCO_2 élevées dans ce type de masses d'eau avec par exemple $2393 \pm 1021 \text{ ppmv}$ en moyenne dans la Sèvre comme observé par ailleurs dans les grands estuaires européens (Frankinouille et al. 1998). Des différences entre les deux estuaires suivis ont cependant été mises en évidence avec des valeurs de MES plus faibles dans le Lay ($350 \pm 302,1 \text{ mg L}^{-1}$) par rapport à la Sèvre ($6067 \pm 3817 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations en Chl *a* plus élevées dans la Sèvre pourraient être expliquées liée à une production primaire microphytobenthique remise en suspension à marée montante (Guarini et al. 1998).

Ensuite, les chenaux (Chenal Vieux, Canal de Luçon et Curé) sont des écosystèmes « nouveaux » construits par l'homme entre le XIII et le XX^{ième} siècle, constituant un réseau hydraulique dense (82 m/ha) (Soismier et al. 2014). De nombreux endiguements ont été réalisés afin d'isoler les polders de la mer, pour les assécher et rendre les terres cultivables (Chaumillon & Blanloeil 2018). Ces chenaux ont été caractérisés par un faible hydrodynamisme et des concentrations en nutriments élevées lors de cette année 2017 (NID : $313,3 \pm 257,5 \mu\text{mol L}^{-1}$). Durant cette année sèche, leurs eaux plus calmes et moins turbides (au maximum $114,2 \pm 120,6 \text{ mg L}^{-1}$ au Chenal Vieux) ont pu voir l'installation de blooms phytoplanktoniques (Chl *a* : $42,7 \pm 25,8 \mu\text{g L}^{-1}$ au Canal de Luçon) et des pCO_2 de l'eau résultantes plus faibles ($1365,0 \pm 911,7 \text{ ppmv}$ au Curé) sur nos sites de mesures. Ces tendances observées dans les paramètres biogéochimiques mesurés sont en effet caractéristiques des eaux stagnantes comme cela a été illustré par Sunda & Cai (2012) au Golfe du Mexique et dans la mer baltique.

Enfin, les points côtiers suivis ont été caractérisés par des concentrations en nutriments plus faibles, caractéristiques des masses d'eaux côtières (NID maximum : $22,3 \pm 29,8 \mu\text{mol L}^{-1}$ à la bouée Lay (aval)). Ils sont aussi caractérisés par des salinités plus élevées que dans les estuaires et les chenaux, atteignant $34,4 \pm 0,9$ au point filière W. La production primaire y a été a priori plutôt faible, comme montré par Glé et al. (2008) en baie d'Arcachon où les eaux externes ont présenté des valeurs plus faibles que les eaux internes. Les valeurs d'alcalinité et de pCO_2 ont été par contre plus faibles (au maximum $2,5 \pm 0,05 \text{ mmol L}^{-1}$ et $520,5 \pm 121,7$ ppmv au Lay (aval)), caractéristiques des zones côtières (Borges & Abril 2011).

2) Hydrologie et dynamique des paramètres biogéochimiques

Les concentrations en nutriments et matériel particulaire ont été fortement influencées par l'hydrologie durant l'année 2017 le long du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton étudié. En particulier, un contrôle significatif par le débit a pu être dégagé des séries temporelles obtenues. Il a été montré dans de nombreux travaux que le débit, en lessivant les bassins versants, contrôlait fortement les différents éléments dans les masses d'eau associées, en particulier en hiver (Balls 1993, Guillaud et al. 2008). Le débit a été corrélé positivement avec les nitrates pour l'ensemble des sites (estuaires, chenaux et sites côtiers) et avec les silicates pour le Lay (amont) et Chenal Vieux, ce qui confirme l'existence de ce contrôle au niveau de notre continuum régional (Annexe 4).

Des valeurs élevées de nitrates ont été observées en particulier dans la Sèvre et le Curé (670 et $810 \mu\text{mol L}^{-1}$ le 14 mars 2017). Ces valeurs maximales ont été du même ordre que le seuil nitrate qui établit pour des raisons de santé publique (directive européenne 98/83/EC : $50 \text{ mgNO}_3/\text{l} = 800 \mu\text{mol L}^{-1}$) dans les eaux superficielles utilisées pour la boisson (Grizetti et al. 2011). De plus, les concentrations en azote mesurées en 2017 ont été proches de celles mesurées dans des cours d'eau européens eutrophisés connus, comme par exemple l'estuaire de l'Escaut (Rupel) en Belgique avec des valeurs de $395 \mu\text{mol L}^{-1}$ en été 1996-1997 et $662 \mu\text{mol L}^{-1}$ en hiver 1996-1997 (Struyf et al. 2004). Le NID est en général plus important en hiver qu'au printemps dans les zones tempérées (DeWit et al. 2005, Guillaud et al. 2008). En comparaison, la concentration en nitrate (majoritaire dans le NID) a été de $1,99 \text{ mgN L}^{-1}$ (soit $49 \mu\text{mol L}^{-1}$) en 2008 dans le Leyre (Canton et al. 2012).

La libération du phosphore inorganique dissous (PID) piégé dans les sédiments est renforcé par l'augmentation de la température dans les zones tempérées (Jin et al. 2005). Le phosphore se désorbe en particulier en milieu chaud (Meng et al. 2015). Pour cette raison, des concentrations plus faibles en hiver comparativement à l'été (corrélations négatives) ont été

mesurées dans la Sèvre (amont) et le Curé. De la même manière, les concentrations en phosphore ont été plus élevées par rapport à celles observées dans la Loire aux stations de Nord Dumet et Ouest Loscolo qui ont atteint $0,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ à l'été 2015 (Souchu et al. 2018). Les concentrations mesurées dans les estuaires du Lay et de la Sèvre ont été par contre moins élevées que celles observées dans l'estuaire de l'Escault (Rupel) avec $9 \mu\text{mol L}^{-1}$ en été 1996-1997 et $8 \mu\text{mol L}^{-1}$ en hiver 1996-1997 (Struyf et al. 2004). Des concentrations moyennes peu élevées ont été trouvées en été 2003 ($<0,6 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans les eaux internes INW et $<0,5 \mu\text{mol L}^{-1}$ dans les eaux externes ENW) dans la Baie d'Arcachon (Glé et al. 2008).

Les MES augmentent en général avec les débits dans les cours d'eau par la remise en suspension de la matière organique dans la colonne d'eau et par les échanges benthos-pelagos (Cossarini et al. 2012). Une corrélation positive a été observée entre le débit et les MES pour le Curé. Cependant, une corrélation négative a été mise en évidence dans Sèvre ceci étant très certainement lié à la présence d'un bouchon vaseux ou « zone maximum de turbidité » au niveau de notre site de mesure en été (période d'étiage) (Lanoux et al. 2013).

Les concentrations en CID (et alcalinité, pCO_2) ont aussi montré des tendances saisonnières marquées, en lien avec les processus biologiques (production primaire/respiration) mais aussi physico-chimiques (échanges sols-nappes-rivières-atmosphère) prédominant au niveau des systèmes aquatiques continentaux (Polsenaere et al. 2012, Deirmendjian et al. 2018). Concernant le Lay, une relation inverse a été observée en lien avec des natures géologiques très différentes au niveau du Marais poitevin. En effet, les sols du secteur sud-est du Marais poitevin ont des concentrations en DIC (alcalinité) plus faibles en hiver par effet dilution des concentrations en ions HCO_3^- et CO_3^{2-} via l'écoulement fluvial important (ruissellement de surface, de subsurface et eaux souterraines) (Probst 1985). Au contraire, en période d'étiage (été), les concentrations ont augmenté du fait des échanges plus longs avec les eaux souterraines (Polsenaere et al. 2012), ces dernières étant superficielles au niveau du Marais poitevin (Domez. 2010). Les sols de la Sèvre et des chenaux (Curé et Canal de Luçon) sont par contre constitués d'argile marneuse à *Scrobicularia plana* datant du quaternaire lors de la transgression flandrienne, associés au Bassin Aquitain carbonaté. Le secteur plus au Nord du Marais diffère donc très largement avec des sols beaucoup plus silicatés associés au Massif Armoricaïn (Soisnier et al. 2014, Degré. 2006). Ainsi, l'alcalinité et donc les concentrations en DIC ont bien été plus élevées dans la Sèvre et les chenaux (Canal de Luçon et du Curé), en particulier en hiver avec le lessivage des sols, par rapport aux eaux du Lay et du chenal Vieux.

Enfin, des corrélations significatives positives $p\text{CO}_2$ versus débits ont été obtenues au niveau des points côtiers et des chenaux comme observé pour la rivière Leyre (Polsenaere et al. 2012). Ces corrélations positives ont pu être expliquées par une production primaire importante au printemps/été ($p\text{CO}_2$ faible) et au contraire à une dégradation importante de matière organique autochtone ou allochtone ($p\text{CO}_2$ élevée) en automne/hiver (Polsenaere et al. 2012).

3) Dynamique complexe liée aux influences naturelles et anthropiques conjuguées

La dynamique biogéochimique d'un continuum terrestre-aquatique est contrôlée dans le temps et l'espace par de nombreux facteurs naturels. Comme nous venons de le voir, les débits déterminent en grande partie les propriétés hydrologiques de la colonne d'eau de même que le temps de résidence pour la disponibilité des nutriments pour le phytoplancton notamment (Dupuy et al. 2010, Pearl et al. 2006). La disponibilité de la lumière est également un facteur clé contrôlant l'activité photosynthétique des organismes dans le temps (marées, jours/nuits, saisons) et l'espace (types d'écosystèmes, profondeur) (Domingues et al. 2004). Par exemple, la stratification haline et l'augmentation du rayonnement induisent généralement un bloom phytoplanctonique à la fin de l'hiver comme observé dans les estuaires de la Loire et de la Gironde (Guillaud et al. 2008, Labry et al. 2001). L'analyse de la matière organique au sein des eaux du continuum, au travers des mesures ponctuelles de concentrations en COP et NOP (Mai et Juillet 2017), en plus des mesures de Chlorophylle *a* et phéopigments sur toute l'année 2017, nous ont permis de mieux comprendre la dynamique grâce au calcul des rapports Chl *a*/pheo, COP/NOP et COP/Chl *a* (Liéart et al. 2018, Savoye et al. 2003). Aux saisons printanière et estivale, les chenaux productifs ont été caractérisés par une matière organique riche en phytoplancton frais (rapports COP/NOP, POC/Chl *a* et Chl *a*/Pheo respectivement de 7, 86 et 2,4 au Canal de Luçon en Mai 2017). Au contraire, la matière organique des eaux de la Sèvre était composée de matériel beaucoup plus dégradé (COP/NOP, POC/Chl *a* et chl *a*/Pheo : 7, 5999 et 0,33 en Juillet 2017) caractéristique des eaux estuariennes (Gattuso et al. 1998). Les matières organiques dans le Lay ont été composées d'un mélange de matériel phytoplanctonique dégradé et frais (COP/NOP, POC/Chl *a* et chl *a*/Pheo : 7, 72 et 3,2 en Mai 2017). Enfin, les bouées Lay et Sèvre (aval) ont été caractérisées par de la matière organique provenant en majorité des végétaux supérieurs, témoignant de l'influence des apports terrestres à ces deux stations (COP/NOP, POC/Chl *a* et chl *a*/Pheo : 13, 563 et 1 en Mai 2017 dans la Sèvre (aval)). Des rapports COP/NOP (14,4) et de POC/Chl *a* (1748) ont par exemple été trouvés dans la rivière Leyre (Sud-Ouest de la

France) mettant en évidence la présence de végétaux supérieurs dégradés (Polsenaere et al. 2012).

En plus de ces influences naturelles, la dynamique des zones côtières comme celle de la Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton, est soumise à des pressions anthropiques multiples sur les bassins versants en lien avec les activités touristiques et professionnelles (agriculture, élevage et conchyliculture). Les mesures des paramètres environnementaux généraux, en particulier des valeurs de salinité ont permis d'observer des différences significatives entre les périodes hivernale et estivale sur l'ensemble des sites du bassin versant du Marais poitevin. La salinité a par exemple été plus importante en été malgré un échantillonnage à marée basse. En dépit d'un biais possible lié au moment des prélèvements, d'importantes variations de salinité (entre 0 et 25, Figure 6) ont aussi été observées sur le Lay en hiver contrairement à la Sèvre (valeurs à 0 systématiquement) ceci pouvant témoigner d'une gestion différente des deux ouvrages hydrauliques en amont.

Des sondes hautes fréquences (salinité, température, pression) positionnées sur l'ensemble des cinq sites bassins versants ont aussi permis de rendre compte des forts gradients journaliers de température et de salinité existants, en lien avec l'hydrodynamique naturelle des cours d'eau et les influences anthropiques associées à la gestion des ouvrages hydrauliques. A titre d'exemple, des gradients de température et de salinité de 11,1°C- 17,2°C et 9,0-29,7 ont caractérisé l'estuaire du Lay le 10 Avril 2017. De même dans le Chenal Vieux, des gradients de 10,3°C- 17,1°C et 1,0-28,8 ont été mesurés le 14 Mars 2017. Ceci montre l'importance de la gestion des ouvrages dans la compréhension de la dynamique biogéochimique du continuum. Concernant le paramètre oxygène dissous, les résultats ont montré que l'ensemble des sites était relativement bien oxygéné y compris pendant la période estivale critique. Le seuil d'hypoxie (<2 mg L⁻¹) où un sévère déclin de l'abondance et de la diversité des espèces peut être occasionné (Lanoux et al. 2013) n'a jamais été observé au pas de temps (bi)mensuel employé dans ce projet. Cependant, il est important de noter que des stress biologiques ont pu avoir lieu dès que les concentrations en oxygène sont descendues en dessous de 5 mg L⁻¹ (Beupoil & Bornens 1997), ce qui fût par exemple observé au niveau de la Sèvre entre le 21 Juin et le 03 Novembre 2017 soit environ 25% du temps.

Comme nous l'avons vu l'occupation du sol et la structure des bassins versants ont pu en partie expliquer les différences spatiales des paramètres biogéochimiques mesurés (Soisnier et al. 2014). Les paramètres biogéochimiques (moyennés pour chaque cours d'eau mesurés en 2017) et les caractéristiques environnementales des sous bassins versants ont

permis de montrer par exemple que les pourcentages de cultures céréalières (contrairement aux pourcentages des prairies) étaient corrélés positivement aux concentrations en nitrates en lien avec l'utilisation d'engrais azotés ou carbonatés (Annexe 4). Ceci s'est particulièrement retrouvé au niveau des bassins versants de la Sèvre et du Curé avec des concentrations en azote élevées comme observé par Canton (2009) au niveau du bassin versant de la lagune d'Arcachon avec une relation positive significative nitrate-occupation du sol.

Enfin, la présence de stations d'épurations (STEP) peut également influencer fortement la dynamique biogéochimique spatio-temporelle d'un continuum terrestre-aquatique comme celui étudié ici. Ces dernières permettent le traitement de nombreux déchets (azotés et phosphorés) à raison par exemple d'une mole de N par jour et par individu (Souchu 2016). Au sein du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton, nous avons mesurés ponctuellement de fortes concentrations en NH_4^+ , NO_2^- et PO_4^{3-} (135, 25 et 4,4 $\mu\text{mol. L}^{-1}$ respectivement le 10 Février dans le Canal de Luçon, voir partie Résultats) probablement liées à des rejets de STEP à proximité des villes du Marais poitevin. Par exemple en Méditerranée au printemps et été 2014, des concentrations faibles de NID mais avec une forte contribution (>80%) du NH_4^+ ont été mesurées au niveau de deux lagunes, liées à des rejets de station d'épuration et à la reminéralisation de la matière organique issue des sédiments (Bec 2014).

Après avoir vu dans le détail la dynamique spatio-temporelle de l'ensemble du continuum Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton du point de vue biogéochimique et des influences naturelles et anthropiques, étudions maintenant la dynamique côtière de la Baie de l'Aiguillon et du Pertuis Breton sous influences des apports du bassin versant et notamment en termes de limitation de la production primaire par les nutriments.

C) Une dynamique biogéochimique côtière liées aux apports terrestres

1) Limitation des nutriments vis à vis de la production primaire

Dans les écosystèmes côtiers, de nombreux facteurs biotiques et abiotiques (compétition, température, lumière ...) régulent la production primaire et en particulier les nutriments et les flux associés en provenance du bassin versant (Carpenter et al. 1998, Caraco & Cole 1999). Dans notre étude, la limitation potentielle a été déterminée grâce aux rapports de Redfield (Si :N :P=16 :16 :1) alors que la limitation réelle a été déterminée grâce aux concentrations « seuil » d'utilisation par le phytoplancton (Justić et al. 2005) (figure 11). Un patron saisonnier a globalement été observé dans le Marais poitevin.

En fin d'hiver, les résultats ont montré que les concentrations de N et Si ont été particulièrement élevées en lien avec le lessivage des sols par les débits des cours d'eau contrairement aux concentrations en phosphore moins élevées (Si :N (0,14) et N :P (1486,7) pour le Curé, 14 Mars 2017). Les mêmes tendances ont été trouvées par Del Amo et al. (1997) dans la Rade de Brest avec des rapports Si :N (0,37) faibles et N :P (53,7) élevés au printemps. Ces résultats mettent en évidence majoritairement une limitation potentielle du phosphore dans les sites du Marais poitevin, notamment au niveau des eaux plus côtières. Le phosphore a cependant semblé être peu « réellement » limitant dans les sites du Marais Poitevin (une seule fois au Chenal Vieux le 10 Avril 2017).

Au début du printemps (Mars-Mai), les concentrations en N et Si ont fortement baissé (i.e. rapports Si :N (0,33) et N :P (134,1) le 28 Mars dans le Lay) mettant en évidence une déplétion de N et Si à cette période. Cette diminution peut être expliquée par une baisse du débit mais aussi par l'apparition de blooms de diatomées (phytoplancton) (Glé et al. 2008). Le développement de dinoflagellés (phytoplancton) mais aussi de macro-algues, d'herbiers se fait de manière plus tardive (Del Amo et al. 1997, De Wit et al. 2005). Des concentrations élevées en Chl *a* ont été observées les 10 et 26 Avril (46 et 41 $\mu\text{g L}^{-1}$) dans le Canal de Luçon avec ensuite une baisse le 9 Mai (26 $\mu\text{g L}^{-1}$) sans doute liée à une limitation par les nutriments. Dans la Baie d'Arcachon, l'occurrence d'un bloom phytoplanctonique principalement composé de diatomées (*Asterionellopsis glacialis*), a aussi été observée au printemps 2003 avec des concentrations d'azote et de silice élevées (N:P>84 et Si:P>68) avec une baisse ensuite en période estivale et hivernale (Glé et al. 2008). D'autres blooms ont aussi été observés dans l'estuaire de la Gironde (Labry et al. 2001).

De mai à la période automnale, les concentrations en nutriments (N et Si) ont été très faibles (par exemple, dans le Lay les concentrations de N et de silice ont atteint 24,4 et 78,3 $\mu\text{mol L}^{-1}$ le 18 Septembre 2017 avec des rapports Si :P (23,19) et N :P (7,19)). Les concentrations en Si ont par contre été plus élevées par rapport au N pouvant s'expliquer par le développement d'espèces d'algues non siliceuses (i.e. macroalgues) et par la régénération de la silice biogénique suite à la sédimentation des diatomées comme montré par ailleurs par De Wit et al. (2005) et Treguer et al. (1995) dans la lagune d'Arcachon et en Rade de Brest. Au contraire, les concentrations en phosphore sont quant à elles plus élevées à cause de la remise en suspension lorsque les températures sont élevées (Jin et al. 2005). L'azote a été souvent réellement limitant pour la production primaire en été et aussi en automne dans les chenaux et sites côtiers, par exemple le 07 Juin et le 18 Octobre 2017 dans le Chenal Vieux.

Les estuaires ont cependant été que potentiellement limités, se comportant plus comme des écosystèmes d'eau douce plus limités par l'azote que par le phosphore, malgré une influence amont/aval (Howarth & Marino 2006, Howarth et al. 2011). Au contraire, les points côtiers ont souvent été réellement limités, malgré l'influence des bassins versants. Le Lay (aval) a par exemple été limité par l'azote (N : 0,31 ; Si : 6,35 et P: 0,32) le 25 Juillet 2017. Les nutriments apportés par les fleuves limitent donc seulement en partie la production primaire côtière de la Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton.

2) Export des nutriments et du carbone du bassin versant du Marais poitevin en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton

L'estimation des flux terrestres depuis les cours d'eau du bassin versant du Marais poitevin a permis de montrer que le CID était l'élément majoritairement exporté en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton tous cours d'eau confondus en 2017 (70% avec un flux annuel moyen de $30 \cdot 10^3 \text{ tC an}^{-1}$ et $6,7 \text{ tC km}^2 \text{ an}^{-1}$), suivi par le COT (22% et $9,6 \cdot 10^3 \text{ tC an}^{-1}$), l'azote (6%, $3,1 \cdot 10^3 \text{ tN an}^{-1}$), la silice (1,6% et $1,8 \cdot 10^3 \text{ tSi j}^{-1}$) et le phosphore (<1% et $0,03 \cdot 10^3 \text{ tP an}^{-1}$) (figure 12-Annexe 6). Des valeurs comparables ont été trouvées par Meybeck (1993) qui a estimé à 60,3% les flux moyens de CID exporté dans les rivières tempérées. Le CID a été également majoritairement exporté dans la lagune d'Arcachon par rapport au COT (58%, $9,2 \cdot 10^3 \text{ tC an}^{-1}$ contre 42 %, $6,7 \cdot 10^3 \text{ tC an}^{-1}$) (Polsenaere et al. 2012), suivis du nitrate et au PID (928 tN an^{-1} contre $2,9 \text{ tP an}^{-1}$) en 2008 (Canton et al. 2012). Les flux ont été beaucoup plus importants en hiver par rapport aux autres périodes de l'année (au minimum 54, 50, 61, 44 et 35% pour le CID, COT, NID, SiO_2 et PID respectivement). Cette tendance saisonnière est logiquement liée aux débits plus importants lors de cette période (Öquist et al. 2009). De manière similaire, une étude menée par Garnier et al. (2010) sur les flux biogènes exportés par l'estuaire de la Seine à Honfleur a montré que les flux de nutriments étaient également plus importants entre Février et Mars 2001. Des différences spatiales entre les cours d'eau ont également été mises en évidence dans cette étude. La Sèvre a fortement contribué aux flux totaux de carbone et de nutriments, devant le Lay et les chenaux. Par exemple, la Sèvre a contribué à hauteur de 70, 26, 64, 50 et 52% pour le CID, COT, NID, SiO_2 et PID en hiver, respectivement. Les contributions des trois chenaux confondus ont donc été beaucoup plus faibles avec seulement 10, 4, 12, 12 et 8% pour le CID, COT, NID, SiO_2 et PID, respectivement.

Cependant, sur l'ensemble du carbone exporté en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton, une grande partie n'atteint jamais la zone côtière et est dégazé vers l'atmosphère (Borges et al. 2005, Cole et al. 2007, Bauer et al. 2013). De nombreuses études ont montré que les zones

côtières se comportent dans l'ensemble (estuaires, rivières, lacs) comme des sources de CO₂ (Laruelle et al. 2010, Bauer et al. 2013). L'émission globale de CO₂ vers l'atmosphère par les environnements côtiers serait estimée à 4,2 Pg C an⁻¹ avec 1,8 et 0,3 Pg C an⁻¹ pour les rivières et lacs (Aufdenkampe et al. 2011). Au contraire, les zones humides ont plutôt tendance à se comporter comme des puits de CO₂ avec un flux de -0,5 Pg C an⁻¹ (Bauer et al. 2013). L'excès de CO₂, défini comme la quantité de CID transféré théoriquement sous la forme de CO₂ vers l'atmosphère après équilibration eau-air a aussi été déterminé pour les cinq exutoires pour l'année 2017, en calculant la différence entre le CID mesuré *in situ* et le CID théorique. Cet excès de CO₂ a été calculé à partir des valeurs de CO₂ à l'équilibre atmosphérique (409 ppmv), de l'alcalinité, de la température, de la salinité et du pH (Abril et al, 2000). D'après nos résultats, le CO₂ en excès serait compris entre 0,1 et 0,7 t C km² an⁻¹, ce qui représenterait entre 2 et 7% du CID total exporté dans la baie de l'Aiguillon. Des valeurs du même ordre entre 0,1 et 1,9 t km² an⁻¹ de CO₂ ont été estimées au niveau du bassin versant de la lagune d'Arcachon (Polsenaere et al. 2012). Des valeurs plus élevées comprises entre 2,1 et 2,9 t km² an⁻¹ de CO₂ en excès ont été trouvées au Royaume-Uni dans des rivières tempérées (Worrall et al. 2007). Le CO₂ en excès se révèle dans notre étude être plus élevé dans les estuaires mais aussi dans le chenal du Curé par rapport au Canal de Luçon et au Chenal Vieux en lien avec les valeurs de pCO₂ mesurées. En effet, globalement, les plus forts échanges eau-atmosphère ont lieu au niveau des cours d'eau où les pCO₂ mesurées sont les plus élevées, comme montré par Polsenaere & Abril (2012) via la formulation d'un modèle permettant d'estimer le dégazage de CO₂ vers l'atmosphère appliqué aux eaux de rivières arcachonnaises (Polsenaere & Abril 2012).

Même si le carbone est le principal élément exporté, les flux d'éléments biogènes notamment d'azote et de phosphore n'en restent pas moins négligeables, comme en attestent les valeurs comparables des flux mesurés dans le bassin versant de la Leyre dans le Sud-Ouest de la France (800 10³ kg an⁻¹ et 5 10³ kg an⁻¹ pour N et P) (Canton et al. 2012). Des flux spécifiques similaires ont été synthétisés dans la revue de Billen et al. (2011) avec par exemple pour le golfe de Gascogne (1175 kgN km² an⁻¹ et 62 kgP km² an⁻¹) ou encore pour la mer d'Iroise (1758 kgN km² an⁻¹ contre 216 kgN km² an⁻¹), ces zones étant sensibles au phénomène d'eutrophisation (Billen et al. 2011). Dans notre étude, des flux plus importants d'azote ont été observés (par rapport à la silice et au phosphore), cette tendance pouvant s'expliquer par des apports anthropiques significatifs (au total 164 Kg N/ha) en lien avec les surfaces occupées par l'élevage (excrétion animale) mais aussi l'agriculture (fertilisants

minéraux) dans les pays de la Loire (UNIFA. 2011). Au contraire, les flux de phosphore ont fortement plus faibles comme généralement observé du fait de la politique menée ces dernières années pour le traitement des eaux usées (Grizetti et al. 2011, Romero et al. 2013).

Conclusion et perspectives

A l'issue de cette analyse, de fortes différences spatio-temporelles ont été observées pour les nutriments et le carbone au sein du continuum Marais Poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton au cours de l'année hydrologique 2017. Une forte hétérogénéité spatiale/typologie a été observée entre les différents cours d'eau (selon les estuaires, les chenaux et les sites côtiers) avec une structure et des fonctions associées bien spécifiques. Les estuaires ont été caractérisés en 2017 par un fort hydrodynamisme, une turbidité, des concentrations en phéopigments et des pCO_2 élevées. Les chenaux au contraire ont été marqués par un hydrodynamisme et une turbidité résultante faible permettant une production primaire a priori élevée (avec pour proxy le chl *a*) comme en témoignent les faibles pCO_2 mesurées. Les sites côtiers ont été caractérisés par des concentrations en nutriments, matériel particulaire et carbone bien plus faibles quoiqu'influencés par les apports terrestres en ce qui concernent les bouées Lay et Sèvre aval (contrairement au point filière W). Des contrôles importants des paramètres biogéochimiques ont pu être analysés en particulier via les débits, l'hydrodynamisme en lien avec les pressions anthropiques (gestion des ouvrages hydrauliques, occupation du sol, gestion des eaux usées) importantes au niveau de ce continuum Marais Poitevin- Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton. A titre d'exemple, les concentrations élevées en nitrates et phosphates dans les cours d'eau du Marais poitevin supportent une production biologique a priori forte notamment dans les chenaux. Les nutriments apportés par les fleuves limitent seulement en partie la production primaire côtière. Généralement, les cours d'eau du Marais poitevin sont limités en phosphore au printemps et encore plus en nitrates en été. Cependant, la limitation du phosphore n'a été que potentielle en hiver pour le phosphore excepté à une date pour un des chenaux (Chenal Vieux). Pour l'azote, les sites estuariens n'ont été que potentiellement limité en été par rapport aux sites plus côtiers malgré l'influence des bassins versants. Le calcul des flux terrestres annuels exportés a permis de mettre en évidence qu'ils proviennent en majorité des deux estuaires et dans une moindre mesure des chenaux (Curé) lors de la période hivernale. Le carbone (CID et COT) reste l'élément le plus exporté en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton, devant l'azote, la silice et le phosphore.

Dans le cadre du projet, le suivi des nutriments et du carbone se poursuit actuellement sur toute l'année 2018 au niveau des cinq sites bassins versants et des trois sites côtiers. Des mesures quantitatives (jaugeages) ont été réalisées en 2017-2018 afin d'obtenir une meilleure estimation des flux de nutriments et du carbone exportés en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton. En plus, de nouveaux paramètres ont été ajoutés en vue de mieux comprendre le fonctionnement de ce système complexe. Ainsi, une sonde autonome C-Sense (Turner & PME) récemment acquise par le LERPC permet de mesurer directement et mensuellement les $p\text{CO}_2$ *in situ* sur l'ensemble des points en vue de comparer ces valeurs aux estimations réalisées à partir du pH et d'alcalinité mesurées. Au cours de l'année 2018, les formes organiques particulières (COP, NOP) associées aux analyses isotopiques sont également mesurées afin de mieux analyser l'origine de la matière organique (^{15}N et ^{13}C) dans ces masses d'eau. Des observations de flores phytoplanctoniques sont prévues sur l'ensemble des points aux quatre saisons afin de déterminer quelles espèces sont présentes notamment dans les masses d'eau de transition (chenaux et estuaires). Des cycles diurnes et saisonniers de mesures d' O_2 couplées à d'autres paramètres permettraient aussi d'approfondir cette problématique liée aux phénomènes spécifiques d'eutrophisation et d'expliquer les variations journalières observées entre la nuit (respiration) et le jour (photosynthèse). Les mesures de flux de CO_2 atmosphérique aux différentes interfaces terre-aquatique (chambres benthiques et/ou Eddy covariance) permettraient enfin de préciser la dynamique du carbone en termes de production primaire et de respiration à l'échelle de l'écosystème et en prenant en compte l'ensemble des échanges intra- et inter-compartiments en vue d'une possible estimation du budget régional de la Baie de l'Aiguillon et de ce continuum régional.

Bibliographie

- Abril, G. et al., 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, pp.761-768.
- Abril, G. et al., 2002. Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(2), pp.241-262.
- Alheit, J. et al., 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES Journal of Marine Science*. 62, pp.1205-1215.
- Aminot, A. & Kérouel, R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses, *Editions Quae*. pp 337.
- Ascione Kenov, I. et al., 2015. Water fluxes and renewal rates at Pertuis d'Antioche/Marennes-Oléron Bay. *Coastal and Shelf Science*. 167, pp. 32-44.
- Aufdenkampe, A.K. et al., 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), pp.53-60.

- Balls, P.W., 1994. Nutrient inputs to estuaries from nine scottish east coast rivers; influence of estuarine processes on inputs to the North sea. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, 39(4), pp. 329-352.
- Bauer, J.E. et al., 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504, p.61.
- Beaupoil, C., & Bornens, P., 1997. Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes: seuils d'acceptabilité. *Station de Biologie Marine (Concarneau)*. Ed. Agence de l'Eau Loire-Bretagne.
- Bec, B., 2014. Réponse fonctionnelle du phytoplancton dans les lagunes méditerranéennes soumise à la pression urbaine. *Rapport final*. pp.22.
- Bennett, E.M. et al., 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *AIBS Bulletin*, 51(3), pp.227–234.
- Billen, G., 1991. N, P, and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. *Ocean Margin Processes in Global Change*, pp.251–280.
- Billen, G., et al., 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. pp.271-297.
- Bocher, P., et al., 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. *Journal of sea research*, 92, pp. 115-124.
- Borges, A.V. et al., 2005. Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: Diversity of ecosystem counts. *Geophysical Research Letters*, 32(14), pp.1–4.
- Borges, A.V. & Abril, G., 2011. Carbon dioxide and methane dynamics in estuaries. *Estuarine and Coastal Science*. pp.119-121.
- Cai, W.J. et al., 2011. Estuaries and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration?. *Annual Review of Marine Science*. 3, pp.123-145.
- Canton, M. et al., 2012. Nutrient export to an Eastern Atlantic coastal zone: first modeling and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*, 107(1-3), pp.361–377.
- Canton, M., 2009. Dynamique des éléments biogènes dans le continuum fluvio-estuarien de la zone hydrologique d'influence du bassin d'Arcachon. *Thèse de l'Université de bordeaux 1*, pp.211.
- Carey, J.C. & Fulweiler, R.W., 2014. Silica uptake by *Spartina*- evidence of multiple modes of accumulation from salt marshes around the world. *Frontiers in Plant Science*, 5, pp.186.
- Caraco, N.F. & Cole, J.J., (1999). Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. *Ambio*, 28(2), pp.167-170.
- Carpenter, S.R. et al., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), pp. 559-568.
- Chaumillon, E. & Blanloeil, J., 2018. Etude initiale des évolutions morphologiques de la baie de l'Aiguillon. *Rapport d'étude*. pp. 37.
- Ciais, P. et al., 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp.465–570.
- Cloern, J., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, pp.223–253.
- Cole, J.J. et al., 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, 265(5178), pp.1568–1570.
- Cole, J.J. et al., 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), pp.171–184.
- Conley, D.J. et al., 2000. Characteristics of Danish estuaries. *Estuaries*, 23(6), pp.820–837.

- Cossarini G. et al., 2012. Dynamics of biogeochemical properties in temperate coastal areas of freshwater influence: Lessons from the northern Adriatic Sea (Gulf of Trieste). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115, pp 63-74.
- Costanza, R. et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), pp.152–158.
- Cugier, P. et al., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology*, 304(1–4), pp.381–396.
- Degré, D. 2006., Réseau trophique de l'anse de l'Aiguillon: dynamique et structure spatiale de la macrofaune et des limicoles hivernants. *Thèse de l'Université de La Rochelle*, pp 518.
- Deirmendjian, L. et al., 2018., Hydro-ecological controls on dissolved carbon dynamics in groundwater and export to streams in a temperate pine forest. *Biogeosciences*. 15, pp. 669-691.
- Del Amo, Y. et al., 1997. Impacts of high-nitrate freshwater inputs on macrotidal ecosystems. II. Specific role of the silicic acid pump in the year-round dominance of diatoms in the Bay of Brest (France). *Marine Ecology Progress Series*, 161, pp.225–237.
- D'Elia, C.F. et al., 1986. Nutrient enrichment studies in a coastal plain estuary: phytoplankton growth in large-scale, continuous cultures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(2), pp.397–406.
- DeMaster, D.J., 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45(10), pp.1715–1732.
- De Wit, R. et al., 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, pp. 453-465.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R., 2008. Spreading Consequences Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, 321(5891), pp.926–929.
- Domingues, R. B. et al., 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(2-3), pp.249-260.
- Douez, O., 2010. Apports des modèles hydrodynamiques régionaux pour contribuer à la gestion des ressources en eaux souterraines-exemple du modèle Jurassique du Poitou-Charente. pp. 13.
- Ducharne, A. et al., 2003. Influence du changement climatique sur l'hydrologie du bassin de la Seine. *VertigO la revue électronique en sciences de l'environnement*.
- Dupuy, C. et al., 2010. Community structure and grazing of the nano-microzooplankton on the continental shelf of the Bay of Biscay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 95, pp. 1-13.
- Dürr, H.H. et al., 2011. Worldwide Typology of Nearshore Coastal Systems: Defining the Estuarine Filter of River Inputs to the Oceans. *Estuaries and Coasts*, 34(3), pp.441–458.
- Edokpa, D.A. et al., 2015. High fluvial export of dissolved organic nitrogen from a peatland catchment with elevated inorganic nitrogen deposition. *Science of the Total Environment*, 532, pp.711–722.
- Falkowski, P., 2000. Minireview: Rationalizing elemental ratios in unicellular algae. *Journal of Phycology*, 36, pp.3–6.
- Frankignoulle, M. et al., 1998. Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science*, 282, pp 434-436
- Galloway, J.N. et al., 2004. Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70, pp.153-226.
- Garnier, J. et al., 2010. Transformations of nutrients (N, P, Si) in the turbidity maximum zone of the Seine estuary and export to the sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 90(3), 129-141.
- Gattuso J.P. et al., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp . 405-434.

- Glé, C. et al., 2008. Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(3), pp.642–656.
- Grizetti, B. et al., 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. *European Nitrogen Assessment*. pp. 379-404.
- Guarini, J.M. et al., 1998. Dynamics of spatial patterns of microphytobenthic biomass: inferences from a geostatistical analysis of two comprehensive surveys in Marennes Oléron Bay (France). *Marine Ecology Progress Series*, 166, pp. 131-141.
- Guillaud, J.F. et al., 2008. Seasonal variation of riverine nutrient inputs in the northern Bay of Biscay (France), and patterns of marine phytoplankton response. *Journal of Marine Systems*, 72, pp. 309-319.
- Heip, C.H.R. et al., 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 33, pp.1–149.
- Herbert, R.A., 1999. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, 23(5), pp.563–590.
- Howarth, R. et al., 2011. Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(1), pp.18–26.
- Howarth, R.W. & Marino, R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51, pp.364–376.
- Jin, X. et al., 2005. The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 254(1–3), pp.241–248.
- Joyeux, E. & Corre, F., 2013. Plan de gestion 2013-2022, Réserve Naturelle Baie de l'Aiguillon. *Rapport ONCFS*, pp.251.
- Justić, D. et al., 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: Stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(3), pp.339–356.
- Kocum, E., et al., 2002. Regulation of phytoplankton primary production along a hypernutrified estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 231, pp.13–22.
- Labry, C., et al., 2001. Initiation of winter phytoplankton blooms within the Gironde plume waters in the Bay of Biscay. *Marine Ecology Progress Series*, 212, pp.117-130.
- Lanoux, A. et al., 2013. Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (The Gironde, France). *Environment Science: Process and Impacts*. 15, pp. 585-595.
- Laruelle, G.G. et al., 2010. Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially explicit typology of estuaries and continental shelves. *Geophysical Research Letters*, 37(15), pp.1-6.
- Le Marchand, M., 2017. Dynamique hivernale des nutriments et du carbone dans les exutoires du Marais poitevin et flux terrestres associés en Baie de l'Aiguillon. *Rapport de Master 2 de l'université de La Rochelle*, pp.45.
- Le Quéré, C. et al., 2016. Global carbon budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2), pp.605–649.
- Lewis, E. & Wallace, D., 1998. Program developed for CO₂ system calculations. Carbon dioxide information analysis center. *Oak Ridge National Laboratory*, (Voir références associées des différentes constantes).
- Liénart, C. et al., 2018. Dynamics of particulate organic matter composition in coastal systems : Forcing of spatio-temporal variability at multi-systems scale. *Progress in Oceanography*. 162, pp. 271-289.
- Little, C. et al., 2008. Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). *Biogeochemistry*, 87(3), pp.297–309.

- Lively, J.S. et al., 1983. Phytoplankton ecology of a barrier island estuary: Great South Bay, New York. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16(1), pp.51–68.
- Meng, J. et al., 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, pp.124–134.
- Meybeck, M., 1993. Riverine transport of atmospheric carbon: Sources, global typology and budget. *Water, Air, & Soil Pollution*, 70(1–4), pp.443–463.
- NOAA., 2011. https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/?utm_source=www.uoota.com
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41(1), pp.199–219.
- Öquist, M. G. et al., 2009. Dissolved inorganic carbon export across the soil/stream interface and its fate in a boreal headwater stream. *Environmental science & technology*, 43(19), pp.7364–7369.
- Pearl, H. et al., 2006. Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnology Oceanographic*, 51, pp.448–462.
- Pinay, G. et al., 2017. L'eutrophication : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité *Synthèse de l'Expertise scientifique collective CNRS - Ifremer - INRA - Irstea*, pp.144.
- Polsenaere, P., 2011. Echanges de CO₂ atmosphérique dans la lagune d'Arcachon et relations avec le métabolisme intertidal. *Thèse de l'université de Bordeaux 1*, pp.260.
- Polsenaere, P., & Abril, G. (2012). Modelling CO₂ degassing from small acidic rivers using water pCO₂, DIC and δ¹³C-DIC data. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 91, pp.220–239. .
- Polsenaere, P. et al., 2012. Export and degassing of terrestrial carbon through watercourses draining a temperate podzolized catchment. *Aquatic Sciences*, 75(2), pp.299–319.
- Polsenaere, P. et al., 2017. Potential environmental drivers of a regional blue mussel mass mortality event (winter of 2014, Breton Sound, France). *Journal of Sea Research*, 123, pp.39–50.
- Probst, J.L., 1985. Nitrogen and phosphorus exportation in the Garonne basin (France). *Journal of Hydrology*, 76(3–4), pp. 281–305.
- Quéguiner, B., 2013. Structure et Fonctionnement des Ecosystèmes Pélagiques Marins, *Master d'océanographie biologique*, pp.93.
- Rabalais, N.N. et al., 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), pp.1528–1537.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American scientist*, 46(3), p.205–221.
- Romero, E. et al., (2013). Large-scale patterns of river inputs in Southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113, pp. 481–505.
- 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*. pp 167.
- Ryther, J.H. & Dunstan, W.M., 1971. Nitrogen, Phosphorus, and Eutrophication in the Coastal Marine Environment. *Science*, 171, pp.1008–1013.
- Savoie, N. et al., (2003). Dynamics of particulate organic matter δ¹⁵N and δ¹³C during spring phytoplankton blooms in a macrotidal ecosystem (Bay of Seine, France). *Marine ecology progress series*, 255, pp. 27–41.
- Schindler, D.W., 1977. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*, 195, p.260–262.
- Soismier, C. et al., 2014. Atlas du Marais poitevin. *Rapport de l'EPMP*, pp 40.
- Soletchnik, P. et al., 2017. Evolution de l'environnement hydroclimatique du bassin de Marennes-Oléron dans le contexte du changement global. *Rapport Ifremer*, pp.50.

- Souchu, P., 2016. Cycle de l'azote dans les écosystèmes côtiers. Forçages anthropiques aux interfaces et conséquences sur les réseaux trophiques. *Habilitation à diriger les recherches (HDR)*, pp.123.
- Souchu, P. et al., 2018. Diagnostic étendu de l'eutrophisation de la baie de la Vilaine (2014-2017). *Rapport DIETE*, pp.237.
- Stal, L.J. et al., 2003. BASIC: Baltic Sea cyanobacteria. An investigation of the structure and dynamics of water blooms of cyanobacteria in the Baltic Sea-responses to a changing environment. *Continental Shelf Research*, 23(17-19), pp.1695-1714.
- Statham, P.J., 2012. Nutrients in estuaries - An overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, 434, pp.213-227.
- Struyf, E. et al., 2004. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes : a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 40(4), pp.649-661.
- Sunda, W.G. & Cai W.J., 2012. Eutrophication induced CO₂-Acidification of subsurface induced coastal waters: Interactive effect of temperature, salinity and atmospheric pCO₂. *Environmental science & technology*, 46(19), pp.10651-10659.
- Tranvik, L.J. et al., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography*, 54, pp.2298-2314.
- Treguer, P. et al., 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science*, 268, pp.375-379.
- Turner, R.E. et al., 2003. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 64(3), pp.297-317.
- UNIFA., 2011. Eléments des bilans soufre et azote et indicateur d'efficacité de l'azote minéral sur blé tendre. pp.39.
- Wang, Q. & Li, Y., 2010. Phosphorus adsorption and desorption behavior on sediments of different origins. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), pp.1159-1173.
- Wollast, R., 1998. Evaluation and comparison of the global carbon cycle in the coastal zone and in the open ocean. *The sea*, 10, pp.213-252.
- Worrall, F. & Burt, T.P., 2007. Trends in DOC concentration in Great Britain. *Journal of Hydrology*, 346(3-4), pp.81-92.

ANNEXE 1 : Tableaux SIG

Tableau 1 : Paramètres généraux étudiés des cinq sous bassins versants étudiés. Les données démographiques sont issues du travail de l'INSEE (2014), l'occupation du sol provient du Corine Land Cover (2012).

	Lay	Chenal Vieux	Luçon	Sèvre	Curé	Total
Démographie						
Surface BV	1821	18	172	2099	324	4433
Surface UHC (km ²)	130	44	91	546	32	843
Densité moyenne (hab/km ²)	203	367	287	257	551	333
Population totale	26446	16245	26121	140512	17815	227139
Occupation du sol						
Zones humides (%)	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Forêts (%)	<1	<1	6	2	2	2
Cultures (%)	35	21	50	69	55	46
Prairies (%)	62	76	36	26	42	48
Zones urbanisées (%)	2	2	1	2	1	1

ANNEXE 2 : Cartes SIG

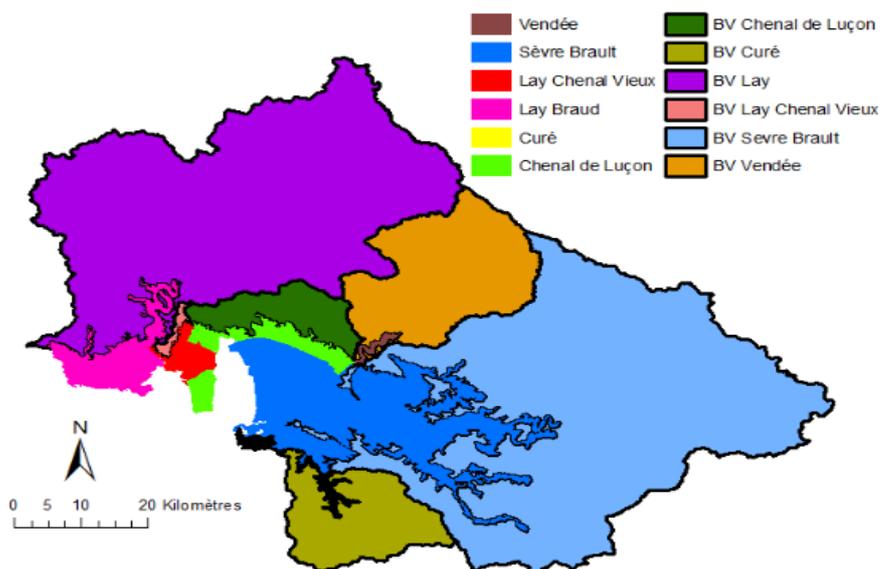


Figure 2a : Bassins versants et sous bassins versants (EPMP, 2018).

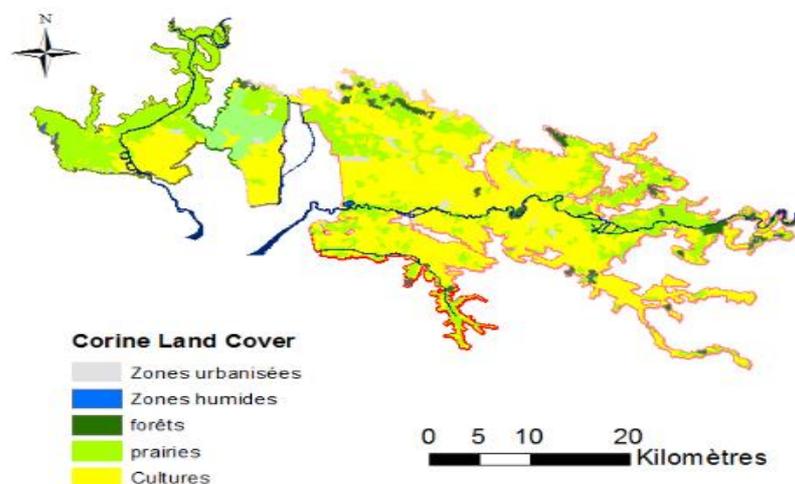


Figure 2b : Occupation du sol pour chaque sous bassin versant (Corine Land Cover, 2012).

ANNEXE 3 : tableaux récapitulatifs des résultats obtenus en 201

Figure 3a : Paramètres biogéochimiques des cinq exutoires étudiés pour l'année 2017 : moyenne, écart-type et min-max(entre parenthèses).

<i>Paramètres</i>	<i>Lay amont</i>	<i>Chenal Vieux</i>	<i>Canal de Luçon</i>	<i>Sèvre amont</i>	<i>Curé</i>
<i>T(°C)</i>	13,6 5,4 (5,8-25,0)	13,4 5,3 (5,0-22,6)	13,8 5,9 (3,8-25,3)	13,8 5,6 (5,3-25,1)	13,9 5,9 (4,4-25,6)
<i>Salinité</i>	22,6 9,71(2,0-32,1)	15,4 15,5 (2,0-35,5)	15,0 12,5 (2,0-31,5)	12,9 13,2 (2,0-33,7)	7,6 5,9 (2,0-17,4)
<i>Oxygène dissous (mg L⁻¹)</i>	7,1 1,8 (3,3-9,9)	8,5 2,7 (4,3-12,6)	9,3 3,5 (3,4-19,0)	6,9 2,9 (2,4-11,6)	9,3 2,0 (5,2-13,2)
<i>MES (mg L⁻¹)</i>	350,3 302,1 (53,0-980,0)	114,2 120,6 (21,0-380,0)	65,9 91,4 (12,0-420,0)	6067,0 3817,0 (200,0-14000,0)	14,6 9,0 (3,7-36,0)
<i>COT (mg L⁻¹)</i>	11,5 27,2 (3,6-130,0)	8,8 4,7 (2,4-19,8)	8,9 3,2 (4,1-17,1)	15,4 22,6 (4,1-105,0)	7,4 2,6 (4,6-15,0)
<i>Chl a (µg L⁻¹)</i>	18,1 14,2 (2,0-62,	34,3 23,7 (6,0-87,0)	42,7 25,8 (10,0-123,0)	64,9 49,3 (8,0-197,0)	30,6 58,7 (2,0-197,0)
<i>Pheopigments (µg L⁻¹)</i>	21,2 15,9 (6,0-57,0)	15,5 10,2 (3,0-42,0)	17,7 16,3 (3,0-78,0)	179,7 123,9 (11,0-426,0)	9,3 10,0 (1,0-41,0)

<i>Chl a/Pheo</i>	1,0 0,7 (0,2-3,3)	2,4 1,3 (0,4-5,0)	3,1 1,6 (0,7-6,7)	0,5 0,4 (0,2-1,7)	2,6 1,7 (0-6,4)
<i>NH₄⁺</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	21,6 10,5 (7,0-46,2)	4,0 4,6 (0,06-13,1)	10,1 29,5 (0,06-135,0)	3,7 3,6 (0,06-11,6)	26,1 41,5 (0,06-169,4)
<i>NO₃⁻</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	97,6 140,1 (4,7-510,0)	85,9 121,2 (0,2-390)	142,6 208,0 (0,2-650,0)	229,2 235,6 (0,2-670)	279,4 271,3 (0,4-810,0)
<i>NO₂⁻</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	4,1 2,4 (1,0-12,0)	1,6 1,5 (0,04-4,3)	4,2 6,2 (0,03-25)	2,1 1,6 (0,2-5,1)	7,9 7,7 (0,1-32,0)
<i>NID</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	123,3 135,0 (24,4-524,5)	91,5 121,3 (0,4-396,0)	157,0 219,5 (0,2-657,6)	252,4 221,8 (29,5-683,5)	313,3 257,5 (0,6-817,7)
<i>PO₄³⁻</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	2,27 1,02 (0,36-4,60)	1,13 0,80 (0,026-2,70)	3,07 2,56 (0,16-8,60)	2,19 1,30 (0,37-4,90)	1,66 1,86 (0,16-5,70)
<i>SiO₂</i> ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	87,4 25,8 (50,5-147,3)	100,4 57,9 (28,0-215,0)	103,7 55,4 (40,7-263,3)	116,8 44,8 (50,83-208,3)	91,4 53,0 (15,3-251,7)
<i>pH</i>	7,9 0,2 (7,6-8,5)	8,4 0,3 (7,8- 9,0)	8,4 0,3 (7,8-9,1)	7,8 0,3 (7,5-8,3)	8,2 0,2 (7,9-8,6)
<i>AT</i> (mmol L^{-1})	3,0 0,4 (2,3-3,7)	3,0 0,5 (2,4-4,0)	4,2 0,6 (3,2-5,4)	4,1 0,8 (3,1-5,54)	4,4 1,3 (2,3-5,8)
<i>CID</i> (mmol L^{-1})	3,0 0,4 (2,4-3,6)	2,8 0,5 (2,2-3,9)	3,9 0,8 (2,8-5,4)	4,1 0,8 (3,1-5,5)	4,3 1,3 (2,2-5,8)
<i>pCO₂</i> (ppmv)	1338,0 583,6 (294,4-2577,0)	493,3 392,6 (90,9-1713,0)	919,0 996,8 (63,0-3814,0)	2393,0 1021,0 (1053,0-4768,0)	1365,0 911,7 (230,7-3174,0)

Figure 3b : Paramètres biogéochimiques des trois points côtiers étudiés pour l'année 2017 : moyenne, écart-type et min-max (entre parenthèses).

Paramètres	Lay aval	Sèvre aval	Filière W
<i>T(°C)</i>	14,9 5,1 (7,6-23,3)	15,0 5,1 (7,5-24,1)	14,9 4,3 (7,3-20,6)
<i>Salinité</i>	33,2 2,3 (27,9-35,2)	33,5 2,1 (28,3-35,3)	34,4 0,9 (32,0-35,2)
<i>Oxygène dissous (mg L⁻¹)</i>	7,9 1,5 (5,2-11,5)	7,8 1,5 (5,3-11,6)	7,9 1,6 (4,6-11,6)
<i>MES (mg L⁻¹)</i>	75,9 69,8 (23,0-280,0)	99,4 80,2 (29,0-360,0)	9,4 8,8 (2,0-35,0)
<i>COT (mg L⁻¹)</i>	2,2 0,6 (1,4-3,9)	2,0 0,7(1,5-4,3)	1,6 0,3 (1,1-2,0)

Chl a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5,4 5,0 (2,0-21,0)	4,8 2,8 (2,0-11,0)	2,3 0,4 (2,0-3,0)
Pheopigments ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5,4 5,0 (2,0-18,0)	3,9 2,1 (2,0-11,0)	2,0 0,0 (2,0-2,0)
Chl a/Pheo	1,2 0,4 (0,2-2)	1,4 0,8 (0,5-3,3)	1,1 0,2 (1-1,5)
NH_4^+ ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	2,5 1,8 (0,06-6,5)	2,0 1,2 (0,5-4,7)	1,2 0,6 (0,5-2,6)
NO_3^- ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	19,2 29,2 (0,2-110,0)	18,9 25,6 (0,2-98,0)	8,2 10,2 (0,2-36,0)
NO_2^- ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	0,6 0,3 (0,09-1,2)	0,5 0,2 (0,1-1,1)	0,4 0,2 (0,04-0,7)
NID ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	22,3 29,8 (0,3-115,8)	21,5 26,2 (1,4-101,5)	9,7 10,3 (0,6-37,4)
PO_4^{3-} ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	0,64 0,27 (0,22-1,10)	0,83 0,59 (0,33-3,10)	0,44 0,15 (0,23-0,68)
SiO_2 ($\mu\text{mol L}^{-1}$)	16,0 8,8 (6,4-42,2)	15,5 6,5 (7,2-28,5)	9,0 4,4 (1,3-17,2)
pH	8,1 0,08 (7,9-8,2)	8,1 0,04 (8,0-8,2)	8,1 0,06 (7,9-8,2)
Alcalinité (mmol L^{-1})	2,5 0,05 (2,4-2,5)	2,5 0,1 (2,4-2,8)	2,4 0,07 (2,2-2,5)
CID (mmol L^{-1})	2,3 0,09 (2,1-2,5)	2,3 0,1 (2,1-2,6)	2,2 0,1 (1,9-2,4)
pCO_2 (ppmv)	520,5 121,7 (378,4-853,0)	501,0 71,3 (389,7-608,8)	493,7 105,5 (412,5-837,0)

ANNEXE 4 : Graphiques complémentaires

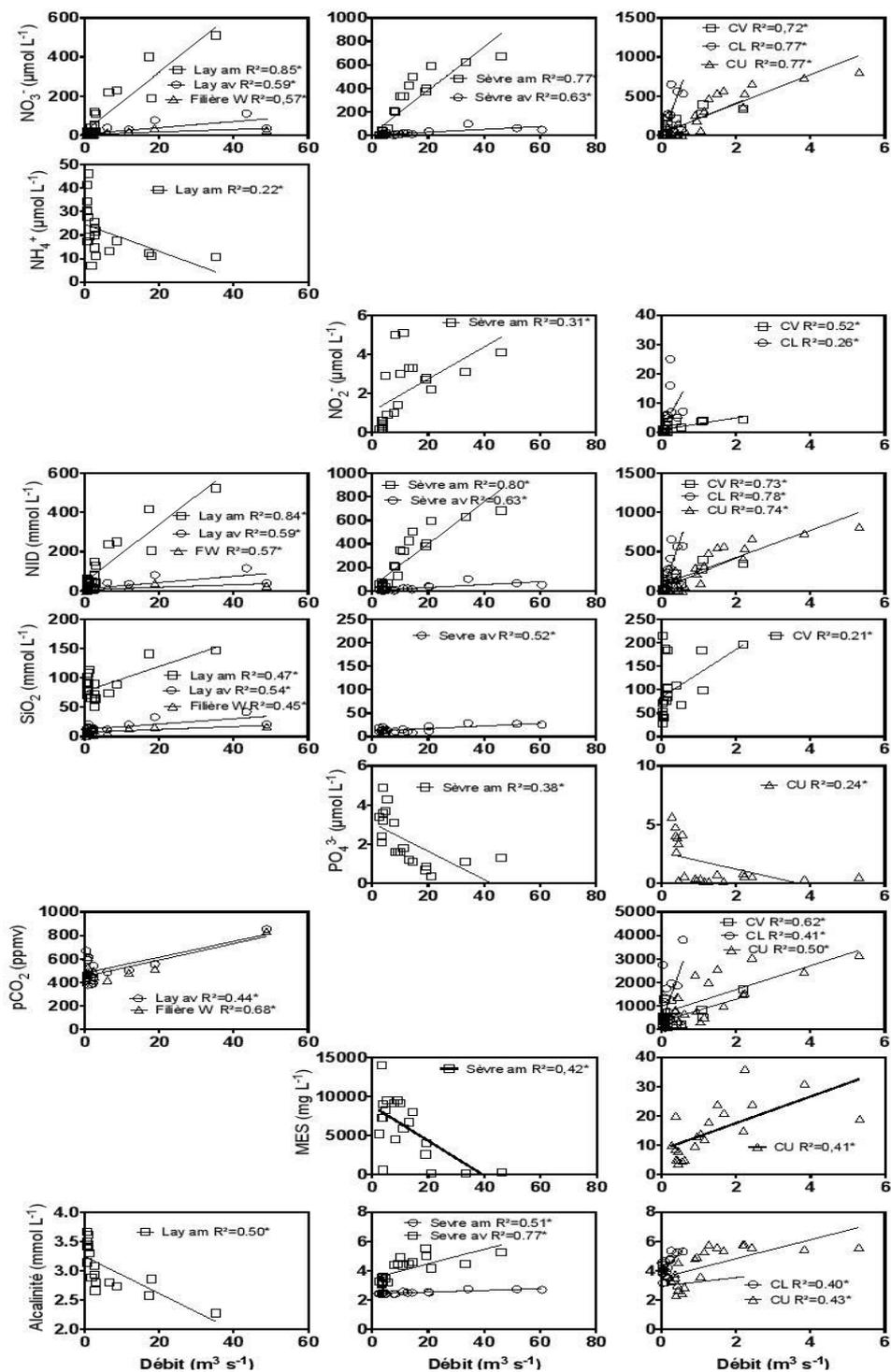


Figure 4a : Corrélations des paramètres biogéochimiques et des débits (dans les cinq exutoires et les trois points côtiers) moyennés par cours d'eau pour l'année 2017. Seules les corrélations significatives ($*p < 0,05$) sont représentées.

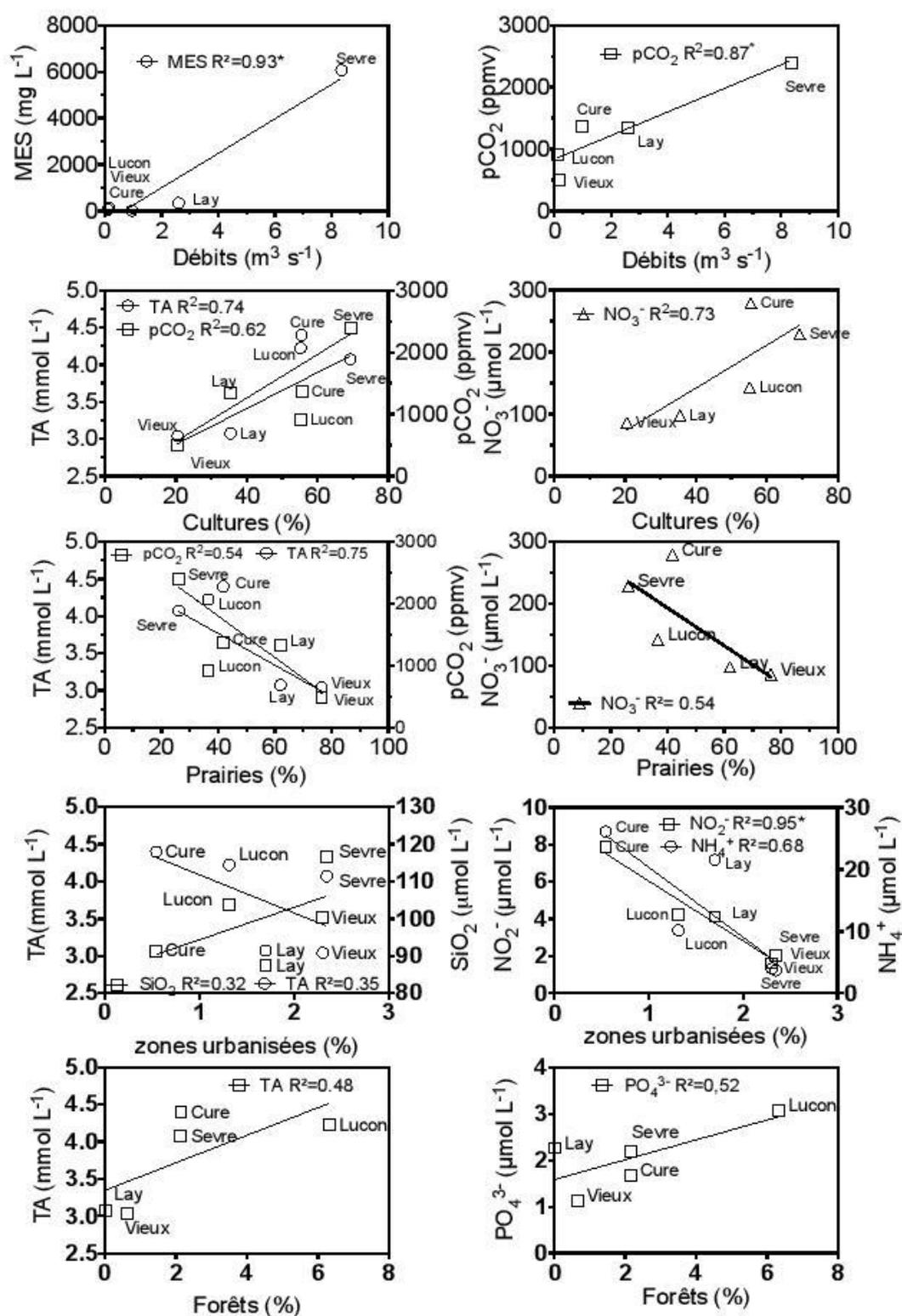


Figure 4b : Corrélations entre les paramètres biogéochimiques moyennés par cours d'eau mesurés en 2017 et les caractéristiques environnementales des Unités Hydrologiques Cohérentes (* p<0,05). Seules les corrélations significatives (*) et non significatives (R²>0,3) sont présentées.

ANNEXE 5 : Rose des vents

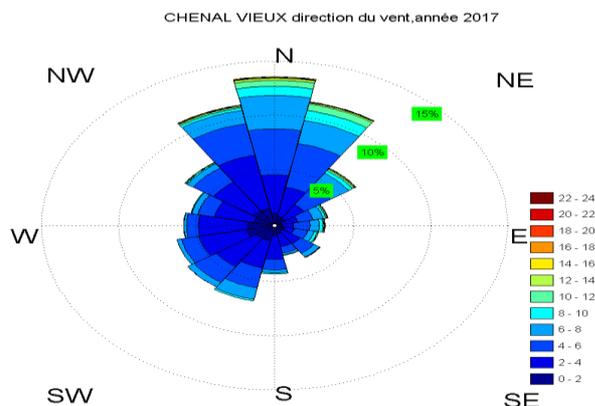


Figure 5a : Rose des vents indiquant la direction et l'intensité du vent pour l'année 2017. Les données sont issues du modèle AROME de MétéoFrance à la station chenal Vieux (46°18'58.69"N, 01°12'8.38"O).

ANNEXE 6 : Tableau flux de carbone

Tableau 6a : Export de carbone : total (COT + CID), carbone organique et inorganique (CID *in situ*, excès de carbone, CID à l'équilibre). Les flux sont exprimés en t C an⁻¹ (en gras) et en pourcentage relatif (en italique, en t C km² an⁻¹). Les pourcentages sont calculés en faisant le rapport entre les flux calculés et la surface du bassin versant (5276 km²).

	<i>Total</i> <i>(COT+CID)</i>	<i>Carbone organique</i> <i>COT</i>	<i>Carbone inorganique</i> <i>CID in situ</i>	<i>CO₂ en excès</i>	<i>CID à l'équilibre</i>
Lay	10164,4	4958,1	5206,3	228,6	4586,7
	<i>5,2</i>	<i>2,5</i>	<i>2,7</i>	<i>0,1</i>	<i>2,4</i>
Sèvre	25702,7	4212,3	21490,5	1456,4	20457,2
	<i>9,7</i>	<i>1,6</i>	<i>8,1</i>	<i>0,6</i>	<i>7,7</i>
Vieux	484,7	119,8	364,9	8	362,3
	<i>27</i>	<i>1,9</i>	<i>5,9</i>	<i>0,1</i>	<i>5,8</i>
Luçon	296	40,6	255,3	8,8	243,5
	<i>7,8</i>	<i>0,2</i>	<i>1,0</i>	<i>0,03</i>	<i>0,9</i>
Curé	2885,5	285,3	2600,2	119,9	2447,3
	<i>8,1</i>	<i>0,8</i>	<i>7,3</i>	<i>0,4</i>	<i>6,9</i>
Total (t C an⁻¹)	39533,3	9616,1	29917,2	1821,7	28097,0
Total (t C Km² an⁻¹)	7,5	1,8	5,7	0,4	5,3
Pourcentage (%)	100	24	76	5	71

Tableau 6b : Export de nutriments : azote (NID), silicates (Si) et phosphore (PID). Les flux sont exprimés en t C an⁻¹ (en gras) et en pourcentage relatif (en italique, en t C km² an⁻¹). Les pourcentages sont calculés en faisant le rapport entre les flux calculés et la surface du bassin versant 5276 km²).

	<i>NID</i>	<i>Si</i>	<i>PID</i>
Lay	635,8	502,6	9,1
	<i>0,3</i>	<i>0,3</i>	<i>0,05</i>
Sèvre	2169,9	1122,0	19,1
	<i>0,8</i>	<i>0,4</i>	<i>0,07</i>
Vieux	33,5	37,0	0,35
	<i>0,5</i>	<i>0,6</i>	<i>0,02</i>
Luçon	21,5	16,8	0,4
	<i>0,1</i>	<i>0,1</i>	<i>0,01</i>
Curé	302,7	111,9	1,2
	<i>0,9</i>	<i>0,3</i>	<i>0,03</i>
Total (t C an⁻¹)	3163,4	1790,4	30,0
Total (t C Km² an⁻¹)	0,6	0,4	0,01
Pourcentage (%)	<i>7,1</i>	<i>4,0</i>	<i>0,01</i>

Les zones côtières, à l'interface terrestre-aquatique-atmosphérique transportent de grandes quantités de matière et d'énergie (C, N, P et Si) des continents aux océans. Malgré leur faible surface (7% de l'océan global), elles assurent par exemple 14-30% de la production primaire océanique totale. Cette étude a pour objectif d'étudier la dynamique des nutriments et du carbone durant un cycle hydrologique complet au niveau d'un continuum terrestre-aquatique formé par le Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton afin de mieux comprendre l'influence des apports terrestres en zone côtière. Les mesures biogéochimiques ont été réalisées (bi)mensuellement sur différents sites hétérogènes (estuariens, chenaux et sites côtiers) le long du continuum afin d'intégrer au mieux l'ensemble des variations spatio-temporelles et facteurs de contrôle associés. Les résultats ont montré que les estuaires étaient caractérisés par un fort hydrodynamisme avec des concentrations en matières en suspension (MES : $350,3 \pm 302,1$ et $6067,0 \pm 3817,0$ mg L⁻¹) et des pressions partielles de CO₂ ($1338,0 \pm 583,6$ et $2393,0 \pm 1021,0$ ppmv) élevées du fait de la minéralisation intense de la matière organique. Les chenaux au contraire étaient caractérisés par des eaux plus calmes et claires (MES : $114,2 \pm 120,6$ mg L⁻¹ au Chenal Vieux) où des blooms phytoplanctoniques (Chlorophylle *a* : $42,7 \pm 25,8$ µg L⁻¹ au Canal de Luçon) ont pu se développer entraînant des pCO₂ de l'eau en général plus faibles ($1365,0 \pm 911,7$ ppmv au Curé). Les sites côtiers de la Baie ont vu leurs masses d'eau fortement influencées par ces apports terrestres en termes de dynamiques de nutriments en particulier sous contrôle hydrologique (débits) et la gestion des ouvrages en amont. Les nutriments ont été globalement peu limitants pour la production primaire avec cependant moins de phosphore en hiver (Si:N (0,14) et N:P (1486,7) dans le Curé) et d'azote en été (Si:P (23,19) et N:P (7,19) dans le Lay). Les flux de carbone et nutriments exportés en Baie de l'Aiguillon-Pertuis Breton à partir des eaux terrestres du Marais poitevin ont été estimés en 2017 à 39535 et 4984 t an⁻¹ (8.92 et 1.12 t km⁻² an⁻¹) respectivement avec dans l'ordre le carbone inorganique dissous, organique total, l'azote, la silice et le phosphore. Même si la majorité des flux est assurée par les systèmes estuariens lors de la période hivernale, les influences climatiques (sécheresse, tempêtes,...) mais aussi anthropiques (ouvrages hydrauliques, occupation des sols) peuvent profondément les modifier et donc avoir des conséquences sur les fonctionnements biogéochimiques de cette zone côtière.

Mots clés : Zone côtière, Biogéochimie, Carbone, Nutriments, Chlorophylle *a*, Limitation potentielle et réelle, dynamique.

Coastal zones represent key systems in biogeochemical cycle couplings between continents, oceans and the atmosphere transporting considerable amounts of matter, energy and nutrients (C, N, P et Si) from land to sea. Despite its relatively modest surface area (7 % of the global ocean surface), this zone accounts for 14–30 % of all oceanic primary production. The present study deals with nutrients and carbon dynamics during a full hydrologic cycle in 2017 over the terrestrial-aquatic continuum formed by the Poitevin Marsh-Aiguillon Bay-Breton Sound to better understand terrestrial export influence on the coastal zone. Carbon and nutrient concentrations were sampled twice a month over heterogeneous sites (estuaries, channels and coastal sites) to integrate spatio-temporal variations and controlling factors. Hydrodynamic systems such as estuaries showed very high SPM concentrations ($6067,0 \pm 3817,0$ mg L⁻¹ in average in the Sèvre Niortaise) and pCO₂ partial pressures ($1338,0 \pm 583,6$ and $2393,0 \pm 1021,0$ ppmv) due to intense organic matter mineralization. To the contrary, channels waters looked clearer and less turbid (SPM: $114,2 \pm 120,6$ mg L⁻¹, Chenal Vieux) and so more productive (chl *a* : $42,7 \pm 25,8$ µg L⁻¹, Canal de Luçon) with in turn lower water pCO₂ ($1365,0 \pm 911,7$ ppmv into Curé water) over the year. Terrestrial inputs significantly influenced coastal waters (Lay and Sèvre stations) in terms of nutrients dynamics especially in winter under stronger discharges and hydraulic locks management in the watershed too. Globally nutrients appeared to limit to a small extent primary production with however lower concentrations of phosphorous noticed during winter (Si:N (0,14) et N:P (1486,7) Curé water) and nitrogen during summer (Si:P (23,19) et N:P (7,19) Lay water). Carbon and nutrient exports from the Poitevin Marsh were estimated in 2017 at 39535 and 4984 t an⁻¹ (8.92 et 1.12 t km⁻² an⁻¹) respectively with DIC>POC>DIN>DSI and DIP. Estuarine systems ensured the majority of exports to coastal waters compared to channels; however, climate and anthropogenic pressures (soil occupation, ...) can strongly modify terrestrial processes and fluxes and in turn the biogeochemical functioning of the coastal zone.

Key words: Coastal zone, Biogeochemistry, Carbon, Nutrients, Chlorophyll *a*, Real and potential limitation, Spatio-temporal dynamic.