

Ifremer, Laboratoire Environnement Ressources des Pertuis Charentais (LER-PC)

Auteurs: Elise Coignot, Pierre Polsenaere, Patrick Soletchnik, Olivier Le Moine, Philippe Souchu, Emmanuel Joyeux, Yoann Le Roy, Jean-Pierre Guéret, Louise Froud, Régis Gallais, Elise Chourré, Loïc Chaigneau

Contributeurs : Marie Le Marchand, Reva Lannuzel, Jean-Michel Chabirand, Philippe Geairon, Aude Piraud, Audrey Bruneau, Christian Bechemin, Gérard Thomas, Nicolas Savoye, Olivia Mercier, Frédéric Corre, Sylvain Haie

Date: Janvier 2020

VARIABILITÉ SPATIO-TEMPORELLE DES NUTRIMENTS ET DU CARBONE ET FLUX ASSOCIÉS LE LONG D'UN CONTINUUM TERRESTRE-AQUATIQUE TEMPÉRÉ (MARAIS POITEVIN – BAIE DE L'AIGUILLON – PERTUIS BRETON) RAPPORT FINAL (SUIVI 2017-2018)

PROJET AIGUILLON (2016-2020)

















Remerciements:

Nous tenons à remercier sincèrement l'ensemble des collaborateurs impliqués dans ce projet, à savoir la Réserve Naturelle Nationale de la Baie de l'Aiguillon, l'Etablissement Public du Marais poitevin, le Parc Naturel Régional du Marais poitevin et l'Ifremer. Merci aux sociétés Acri-he, I-Sea et le Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la Vendée pour les mesures/prélèvements in situ, les analyses laboratoire associées et la communication des résultats. Nous remercions le laboratoire Ifremer PBA pour les analyses de carbone et azote organiques particulaires, le LER-MPL pour leurs contributions et le pôle accompagnement – cellule gestion de projets de la direction administrative, juridique et financière de l'Ifremer. Enfin, nous remercions les étudiantes qui ont travaillé sur ce projet dans le cadre de leurs stages universitaires.



Table des matières

INTRODU	JCTION	1
I. Introduc	ction générale	1
II. Contex	te de l'étude	2
2.1. C	Contexte régional	2
2.2. C	Contexte climatique	4
2.3. L	e projet Baie de l'Aiguillon	5
2.4. R	ésumé des précédents résultats	5
2.5. O	Objectifs et hypothèses	6
MATERII	EL ET MÉTHODE	8
I. Zone étu	ıdiée	8
1.1. C	aractéristiques générales des bassins versants	8
1.2. S	ites d'études et stratégies d'échantillonnage	11
II. Acquis	ition in situ des données et analyses en laboratoire	12
2.1. A	analyses communes 2017-2018	12
2.2. A	analyses complémentaires effectuées en 2018	14
III. Analys	se de données	15
3.1. A	nalyses géographiques et statistiques	15
3.2. C	alcul des débits	15
3.3. A	analyses complémentaires effectuées en 2018	16
3.3.1	Calcul des flux de CO ₂ à l'interface air-eau	16
3.3.2	Calcul des indices de qualité et d'eutrophisation	17
RÉSULTA	ATS	20
I. Variatio	ns spatio-temporelles	20
1.1. P	aramètres environnementaux généraux	20
1.2. V	ariations temporelles des nutriments	29
1.3. V	ariations temporelles du carbone	35
1.4. V	ariations temporelles du matériel particulaire	38
1.5. P	hytoplancton	42
II. Relatio	n inter-paramètre et facteurs de contrôle associés	46
2.1. D	Débits	46
2.2. O	Occupation du sol	48
2.3. G	Géologie du sol	49
2.4. C	Contrôle de la chlorophylle a	50
III. Limita	tion des nutriments	51
DISCUSS	ION	53



	iations spatio-temporelles des nutriments, du carbone et du matériel particulaire le l inuum MP-BA-PB	
1.1.	Dynamique spatio-temporelle des nutriments et processus biogéochimiques	. 53
1.2.	Dynamique temporelle et spatiale du carbone et processus biogéochimiques	. 57
1.3. biogé	Dynamique temporelle et spatiale du matériel particulaire et processus éochimiques	. 62
1.4.	Bilan : Caractéristiques biogéochimiques saisonnières du continuum	. 65
II. Influ	ence des apports terrestres et réponses du compartiment biologique	. 67
2.1.	Export des nutriments et du carbone des BV du MP en BA-PB	. 67
2.2.	Limitation des nutriments vis-à-vis de la production primaire et modification des nunautés phytoplanctoniques	. 72
III. Qua	llité de l'eau et risque d'eutrophisation	. 75
3.1.	Qualité des cours d'eau	. 75
3.2.	Qualité des masses d'eau côtières	. 76
3.3.	Risque d'eutrophisation dans la zone côtière	. 78
CONCI	LUSION	. 80
RESUM	ИЕ	. 82
REFER	ENCES	. 84
Liste de	es figures	. 93
Liste de	es tableaux	. 96
Liste de	es annexes	. 98
ANNEX	XES	99



INTRODUCTION

I. <u>Introduction generale</u>

La zone côtière 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). Cet environnement particulièrement actif d'un point de vue écologique et biogéochimique (Borges et al., 2005; Gattuso, 1998), constitue une interface d'échange, également qualifié de réceptacle. En effet, les fleuves et rivières constituent des vecteurs de transport de molécules particulaires et dissoutes. De ce fait, elles apportent des nutriments nécessaires aux micro-organismes (i.e. l'azote N, le phosphore P et la silice Si) situés à la base des chaines trophiques, mais aussi des minéraux et des particules en suspension impliqués dans les processus biogéochimiques océaniques (Krumins et al., 2013). Les zones côtières assurent ainsi de grandes fonctions écologiques (production primaire, minéralisation de la matière organique, recyclage) liées à la définition des services écosystémiques (Bauer et al., 2013; Costanza et al., 2014). Elles participent par exemple à 14-30% de la production primaire totale océanique, 90% du recyclage sédimentaire et 80% de la matière organique sédimentée (Wollast, 1998). Cependant, leur position à l'interface océancontinent-atmosphère les expose également à des pressions naturelles (vent, évènements climatiques exceptionnels, tempêtes, etc...) et anthropiques multiples. En effet, les activités anthropiques (agriculture, élevage, énergies fossiles), réalisées au sein du compartiment terrestre peuvent engendrer un enrichissement en nutriments (N et P), qui une fois transportés par les eaux douces 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. Ce phénomène appelé eutrophisation peut ainsi engendrer des zones anoxiques appelées « zones mortes », entrainant une perte économique considérable (Diaz and Rosenberg, 2008). D'autre part, la zone littorale est aussi très sensible au changement climatique. L'augmentation des teneurs en CO₂ dissous et la baisse de pH dans l'eau induit 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 (Howarth et al., 2011).



Depuis 1970, de nombreuses études se sont déjà intéressées à la dynamique des nutriments au sein des eaux côtières dans le cadre de phénomènes d'eutrophisation (Cloern, 2001; Yang et al., 2008; Conley et al., 2009; Ratmaya et al., 2019), ou encore à leur limitation (Canton et al., 2012a; Del Amo et al., 1997; Glé et al., 2008a; Retho, 2019), et influence sur la production primaire (Howarth and Marino, 2006). Plusieurs études centrées sur le cycle du carbone en lien avec le changement global (réchauffement, acidification des océans, intensification des évènements extrêmes etc...) existent également en particulier sur la dynamique et l'export du carbone par les eaux aquatiques continentales, au niveau des grands estuaires (G. Abril et al., 2002), lacs (Cole et al., 1994) et rivières à l'échelle mondiale (Meybeck, 1993), et aussi régional comme au niveau du bassin versant de la lagune d'Arcachon (Polsenaere et al., 2012; Deirmendjian et al., 2018).

Le pertuis Breton et la Baie de l'Aiguillon constituent une zone côtière d'importance environnementale et économique (zone mytilicole), mais également une zone sensible à l'eutrophisation (David Devreker and Lefebvre, 2018). Dans cette étude nous proposons de répondre aux problématiques liées à la dynamique des nutriments et du carbone au sein des masses d'eau du continuum terrestre-aquatique Marais poitevin — Baie de l'Aiguillon — Pertuis Breton.

II. CONTEXTE DE L'ETUDE

2.1. Contexte régional

À cheval entre les régions Nouvelle-Aquitaine et Pays-de-la-Loire, le Marais poitevin (MP) s'étend sur 1000 km² environ et représente la deuxième plus grande zone humide de France (*Figure 1*). Il est composé du marais mouillé (à l'Est, aussi appelé « Venise verte ») et du marais desséché (à l'Ouest), majoritairement agricole (forte dominance des cultures et des prairies). Le MP est caractérisé par un important réseau hydrographique (*Figure 1*). Il est alimenté par six grands bassins hydrologiques (le Lay, la Vendée, l'Autise, la Sèvre, le Mignon et le Curé) et de nombreux chenaux. Il comporte également plusieurs réserves naturelles et représente un lieu touristique majeur.

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 46 km² (Chaumillon and Blanloeil, 2018). Elle abrite une grande diversité d'oiseaux d'eau hivernants et migrateurs (*i.e.* limicoles et anatidés ; Bocher et al., 2014; Degré, 2006) et a été classée de ce fait, réserve naturelle nationale (RNN) en 1996 et 1999 pour les parties Vendée et Charente-Maritime



respectivement (Joyeux and Corre, 2013). À l'interface continent-océan, la Baie est alimentée par les eaux douces terrestres de 6350 km² de bassins versants (EPMP, 2015). Il s'agit principalement du Lay et de la Sèvre Niortaise associés aux plus grandes surfaces (15 et 65% de la surface totale) et qui fonctionnent comme des estuaires et secondairement du chenal Vieux, du canal de Luçon et du canal du Curé de plus petites tailles (**Tableau 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 (*Figure 1*). Cette zone est fortement influencée par les marées qui sont de type semi-diurnes (régime macrotidal).

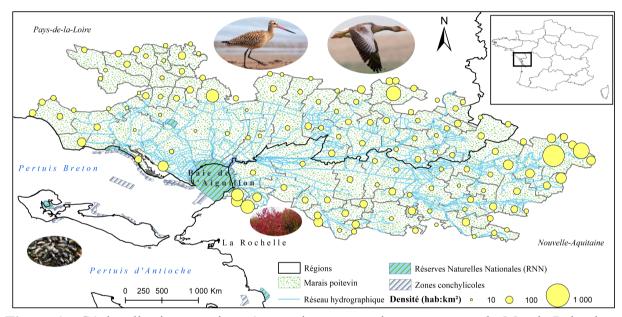


Figure 1 : Géolocalisation et enjeux économiques et environnementaux du Marais Poitevin, de la Baie de l'Aiguillon et du Pertuis Breton (data.gouv.fr et life.reserve-baie-aiguillon.fr).

Une grande partie du Pertuis est constituée de zones intertidales, sur lesquelles l'activité mytilicole s'est développée (4,5 km², *Figure 1*). La mytiliculture représente une activité économique particulièrement importante puisqu'environ 20% de la consommation nationale de moules proviendrait du Pertuis (Chaumillon and Blanloeil, 2018). Bien que le Marais poitevin, la Baie de l'Aiguillon et le Pertuis Breton constituent une zone à forts enjeux économiques et environnementaux, ils sont également le réceptacle de nombreuses activités anthropiques ayant une influence significative sur les quantités d'eau apportées et leurs qualités. En outre, cette zone connait malheureusement d'importantes mortalités touchant à la fois les naissains et les adultes de moules depuis l'hiver 2014 (Polsenaere et al., 2017).



2.2. Contexte climatique

Le changement de phase de l'indice climatique NAO (North Atlantic Oscillation) mis en évidence à la fin des années 80 (Alheit et al., 2005) entraine d'importantes variations climatiques en Europe du Nord, à l'échelle de la façade Atlantique et également à l'échelle des Pertuis Charentais (Soletchnik et al., 2017, **Figure 2**). Les auteurs de cette étude ont pu montrer une hausse significative de la température de l'eau dans la région, notamment de 1,5°C en Baie de Marennes-Oléron entre les périodes 1977-1991 et 2000-2015. En parallèle, les changements climatiques actuels induisent une diminution des débits moyens en particulier en été et en automne (Boé et al., 2009) et la baisse des débits de nombreux fleuves français pourrait même atteindre 40% d'ici 2050 (Ducharne et al., 2003). Cette diminution a été observée entre 1978-1991 et 2000-2015 pour deux fleuves externes influençant les Pertuis, *i.e.* la Loire et la Charente (Soletchnik et al., 2017). Cette diminution des débits à l'échelle des Pertuis Charentais serait probablement due à une augmentation de l'évapotranspiration et/ou des prélèvements anthropiques (agriculture, Soletchnik et al., 2017, **Figure 2**).

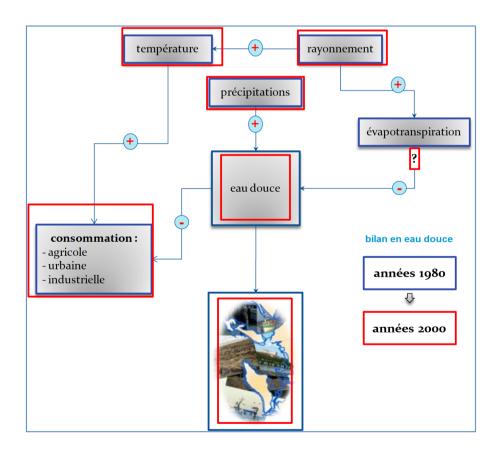


Figure 2 : Bilan de l'eau douce parvenant dans les Pertuis Charentais entre les années 80 et le début du 21^{ème} siècle (d'après Soletchnik et al., 2017).



2.3. Le projet Baie de l'Aiguillon

Le projet « Baie de l'Aiguillon » (2016-2020) est né d'une demande d'Assistance à Maîtrise d'Ouvrage (AMO) de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) et de l'Etablissement Public du Marais Poitevin (EPMP). Il a notamment été 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 certains 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 du premier niveau trophique de la Baie, l'échelon primaire (Joyeux and Corre, 2013). Il s'inscrit aussi 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 et al., 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, chlorophylle a, etc...) dans une continuité temporelle. Ces données ont alors été reprises et étudiées par Le Marchand (2017) dans le cadre du projet Aiguillon en comparant ces données antécédentes (automne 2004 - hiver 2005) et actuelles (hiver 2017), les méthodes d'échantillonnage et d'analyse étant similaires (Le Marchand, 2017). Lannuzel (2018) a ensuite analysé la série de données complète de nutriments, de carbone et paramètres environnementaux associés, mesurés durant l'année hydrologique 2017 le long du continuum terrestre-aquatique Marais poitevin - Baie de l'Aiguillon - Pertuis Breton (MP↔BA↔PB). Ce rapport final reprenant l'ensemble des deux années de suivi (2017 et 2018) fait suite au premier rapport scientifique présentant les résultats de la première année de suivi (Polsenaere et al., 2018).

2.4. Résumé des précédents résultats

L'année 2017 a été une année sèche où les débits hivernaux des fleuves ont été inférieurs de 50 % à la normale saisonnière. Néanmoins, il a été démontré que la zone côtière de la Baie de l'Aiguillon pouvait être fortement influencée par les apports terrigènes (d'abord du fait de



la Sèvre, puis du Lay et dans une moindre mesure des chenaux), dépendant de la saison, des débits des cours d'eau et aussi en lien avec l'occupation du sol des bassins versants et la gestion des ouvrages en amont (Lannuzel, 2018; Polsenaere et al., 2018). D'un point de vue spatial, les estuaires étaient caractérisés par un fort hydrodynamisme et des concentrations en matière en suspension (surtout organique) élevées, alors que les chenaux étaient caractérisés par des eaux plus calmes et claires favorisant l'apparition de blooms phytoplanctoniques. D'un point de vue temporel, un fort contraste est apparu entre la saison hiver-printemps qui fut riche en apport et l'été-automne où des concentrations en matière en suspension ont été plus importantes pour la Sèvre. Généralement, les cours d'eau et les points côtiers ont été limités par le phosphore au printemps et de façon plus prononcée par le nitrate en été (surtout au niveau des chenaux). En terme de flux annuel, la Sèvre et le Lay ont été les principaux exportateurs avec une estimation portée à environ 3,9 et 1,1 kt.an⁻¹ de nutriment; 25,7 et 10,2 kt.an⁻¹ de carbone respectivement soit 5,0 kt de nutriment et 39,5 kt de carbone exportées en moyenne en 2017 en y ajoutant la contribution des chenaux.

2.5. Objectifs et hypothèses

Comprendre les interconnexions entre les différents compartiments (terrestre, aquatique, atmosphérique) et les cycles biogéochimiques reste fondamental afin de caractériser les flux et processus écologiques se déroulant au sein des zones côtières. Cette étude s'inscrit donc dans cette thématique dont l'objectif est d'analyser les variations spatio-temporelles des nutriments, du carbone et du matériel particulaire le long d'un continuum terrestre aquatique et l'influence des apports terrestres sur les masses d'eau côtières. En outre, les résultats obtenus en 2018 permettront d'apporter des éléments de discussion au regard des résultats et interrogations soulevées en 2017 (e.g. profil saisonnier atypique d'une année sèche ou non).

Au total huit points ont été échantillonnés le long du continuum dont cinq exutoires (deux estuaires et trois chenaux) au niveau des sous bassins versants du Marais Poitevin (MP), et trois points côtiers au niveau de la Baie de l'Aiguillon (BA) et du Pertuis Breton (PB), potentiellement influencés par les apports terrestres du MP. Au regard de la littérature et du contexte régional de la zone d'étude, les grandes hypothèses sont que, dans un premier temps, la composition et la quantité des apports au sein des exutoires variaient i) temporellement en fonction des saisons et ii) spatialement selon les caractéristiques des sous bassins versants (nature géologique, typologie du sol illustrant les activités anthropiques réalisées en amont). Dans un second temps, et au niveau des points côtiers, la composition et la quantité des



apports seraient liées aux stations en amont. Enfin les facteurs abiotiques seraient susceptibles d'influencer de façon différentielle les communautés phytoplanctoniques en termes de limitation par les nutriments qui se développent dans ces masses d'eau côtières à forts enjeux économiques et sociétaux.



MATERIEL ET MÉTHODE

I. ZONE ETUDIEE

Cette étude se focalise sur la dynamique des nutriments, du carbone et du matériel particulaire le long du continuum terrestre-aquatique formé des cinq bassins versants (BV) du Marais poitevin (à savoir les bassins versants du Lay, de la Sèvre et des chenaux Chenal Vieux, Curé et canal de Luçon), de la Baie de l'Aiguillon (en aval du Lay et de la Sèvre), et du Pertuis Breton (au niveau des filières mytilicoles).

1.1. Caractéristiques générales des bassins versants

Les bassins versants (BV) du Lay et de la Sèvre présentent les plus grandes surfaces (respectivement 1951 et 2645 km², **Tableau 1**). Les chenaux (et surtout le Chenal Vieux) présentent des BV plus petits (respectivement 62, 356 et 263 km² pour le Chenal Vieux, le Curé et le Canal de Luçon). Les BV du Lay et de la Sèvre présentent une population totale (en nombre) plus importante en comparaison avec les BV des chenaux. Néanmoins, ces derniers présentent une densité moyenne d'habitant supérieure aux estuaires (551 hab.km² pour le BV du Curé contre 203 hab.km² pour celui du Lay, **Tableau 1**).

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins versants étudiés. Les données hydrologiques proviennent de la banque hydro.eaufrance. Les données démographiques sont issues des travaux de l'INSEE (2014). ND : Non Disponible.

	Lay	Sèvre	Chenal Vieux	Curé	Luçon
Surface totale (BV + UHC) en km ²	1951	2645	62	356	263
Surface UHC en km ²	130	546	44	32	91
Surface BV en km²	1821	2099	18	324	172
Débit annuel moyen calculé sur 51 ans	ND	11,20	ND	ND	ND
Débits maximaux consécutifs sur 1 jour	300 (14/02/2014)	163 (03/03/2007)	ND	ND	ND
Densité moyenne (hab/km² UHC)	203	257	367	551	287
Population totale	26 446	140 512	16 245	17 815	26 121



Au sein du Marais poitevin, le territoire est essentiellement agricole où les cultures et les prairies sont largement majoritaires, contrairement aux zones humides, forêts et zones urbanisées (**Figure 3**). Les BV du Curé, du canal de Luçon et de la Sèvre sont principalement occupés par les terres arables (respectivement 72, 69 et 60% de la surface totale) en comparaison avec celui du Lay et du Chenal Vieux (45 et 27%). Les BV du Chenal Vieux et dans une moindre mesure du Lay présentent un pourcentage en prairies plus important (respectivement 57 % et 20 %) en comparaison avec les autres BV (16, 14 et 7% pour les BV de la Sèvre, du canal de Luçon et du Curé). Les territoires artificialisés (zones urbaines, industrialisées...) occupent moins de 10% des BV (7% pour le Luçon, 6% pour le Lay et la Sèvre et 4 et 3% pour le Curé et le Chenal Vieux). Les forêts dans la zone d'étude sont majoritairement des forêts de feuillus, quel que soit le BV considéré. Elles occupent néanmoins moins de 5% de la surface des BV (**Figure 3**).

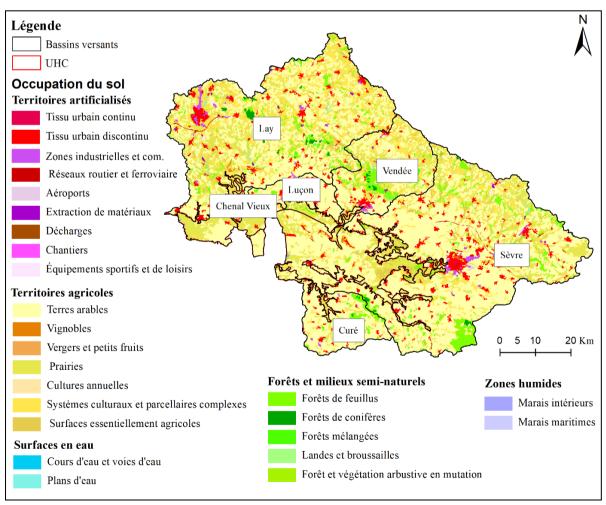


Figure 3 : Typologie du sol de la zone d'étude (données CORINE Land Cover 2012).



La zone d'étude (tout comme le MP en général) contraste entre une région Sud-Est avec des sols plutôt calcaires (Bassin Aquitain) et riches en roches carbonatées (BV de la Sèvre, du Curé et du Luçon), tandis que le secteur plus au Nord-Ouest du Marais (Lay, Chenal Vieux) se caractérise par un sol plus diversifié à dominance silicaté (Massif Armoricain, Figure 4). En effet, le BV du Lay est composé à 50% de roches métamorphiques (surtout constitées de Schistes), 21% de roches magmatiques (comprenant des granites et des rhyolites, qui sont riches en silice au sein du Massif Armoricain) et 22% de roches sédimentaires, alors que ceux de la Sèvre, du Curé et du Canal de Luçon sont composés à plus de 60% de roches uniquement sédimentaires (comprenant majoritairement des roches carbonatées, calcaires et des craies, Figure 4).

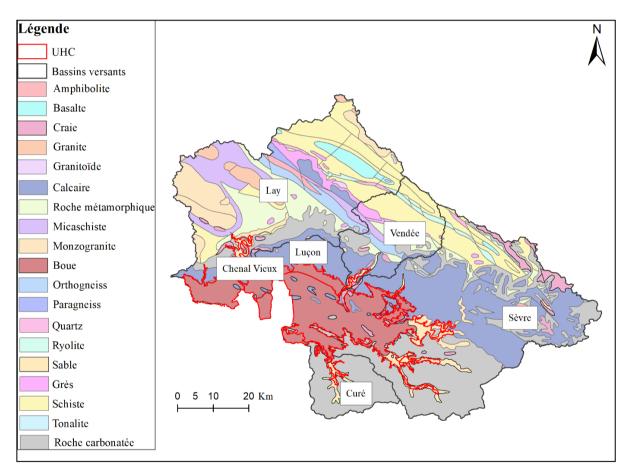


Figure 4 : Géologie du sol de la zone d'étude. La craie, les roches carbonatées, le calcaire, les sables et le grès font parties des roches sédimentaires ; le basalte, le granite, les granitoïdes, le monzogranite, la ryolithe et la tonalite, des roches magmatiques et enfin les amphibolites, le micaschiste, l'othogneiss, le paragneiss et le schiste sont des roches métamorphiques. Le Quartz est un composant important à la fois du granite (roche magmatique), et des roches sédimentaires et métamorphiques.



1.2. Sites d'études et stratégies d'échantillonnage

Au total, huit sites ont été suivis le long du continuum MP↔BA↔PB (Figure 5) avec un prélèvement en sub-surface¹ tous les 15 jours de novembre à avril (apports principaux en automne-hiver) et tous les mois de mai à septembre (apports estivaux réduits). Au niveau des cinq sites exutoires, 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 Lay et point filière W du Pertuis Breton) ont quant à eux été échantillonnés autour de la pleine mer +/- deux heures à + ou – un jour de l'échantillonnage des cinq points en amont (Figure 5).

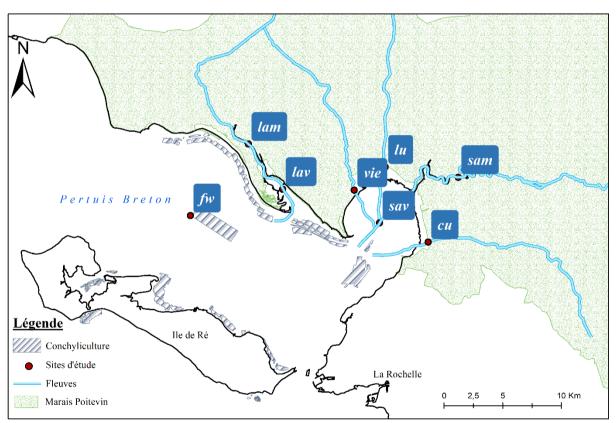


Figure 5 : Géolocalisation des sites d'études (lam : Lay amont ; sam : Sèvre amont ; vie : Chenal Vieux ; cu : Curé ; lu : canal de Luçon ; lav : Lay aval ; sav : Sèvre aval et fw : filière mytilicole)

Les sites du continuum ont été définis au préalable comme suit : Les sites du Pertuis Breton (Filière, fw) et en aval du Lay (Lay aval, lav) et de la Sèvre (Sèvre aval, sav) sont dits « côtiers » et les sites « Lay amont » (lam) et « Sèvres amont » (sam) et les trois chenaux (vie, cu et lu) sont appelés « exutoires » (Tableau 2). Les exutoires illustrent la dynamique des

_

¹ Au niveau des trois points côtiers, des mesures au fond ont également été réalisées et analysées.



cours d'eau du Marais poitevin tandis que les sites côtiers illustrent l'influence des apports terrestres du MP sur ces masses d'eau de la Baie de l'Aiguillon (pour *lav* et *sav*) et du Pertuis Breton (*fw*) qui sont sous influence océanique également.

Tableau 2: Appellation des huit sites de mesures et place dans le continuum (MP↔BA↔PB): Marais Poitevin (MP); Baie de l'Aiguillon (BA) et Pertuis Breton (PB).

Sites	Place théorique dans le continuum
Lay amont (lam)	Estuaires MP
Sèvre amont (sam)	Estualles WIF
Chenal Vieux (vie)	
Canal du Curé (cu)	Chenaux MP
Canal de Luçon (lu)	
Lay aval (lav)	Côtiers MP↔BA
Sèvre aval (sav)	Concis MP↔DA
Filière (fw)	Côtiers MP↔BA↔PB

II. <u>ACQUISITION IN SITU DES DONNEES ET ANALYSES EN</u> LABORATOIRE

2.1. Analyses communes 2017-2018

Les analyses (prélèvements *in situ* et analyses en laboratoire) ont été sous-traitées par le Laboratoire de l'Environnement et de l'Alimentation de la Vendée (LEAV). Tous les résultats présentés par le LEAV sont certifiés COFRAC (Comité Français d'Accréditation) et ont été obtenus par des méthodes normalisées. Pour chacun des huit points étudiés, la température (°C) et la conductivité (μS.cm⁻¹) de l'eau ont été mesurées par un thermomètre électronique et un conductimètre (WTW) raccordé à une sonde TETRACON 325 (limite de quantification LQ: 10) respectivement. La concentration en oxygène dissous (μmol.l⁻¹ et % SAT) ainsi que le pH de l'eau ont été mesurés par une sonde électrochimique (WTW 3320Sentix 21, LQ: 0,5; précision pH: 0,03; calibration avec solutions tampons MERK certifiées). Les prélèvements d'eau ont ensuite servi aux analyses en laboratoire au LEAV:

Les nutriments minéraux dissous

Les concentrations en ammonium NH₄⁺ (μmol.1⁻¹), en nitrates NO₃⁻ (μmol.1⁻¹) et en nitrites NO₂⁻ (μmol 1⁻¹) ont été mesurées par une méthode spectrophotométrique en flux continu (LQ : 0,01, 0,05 et 0,01 respectivement). Les concentrations en orthophosphates PO₄³⁻ (μmol.1⁻¹) ont été obtenues par méthode spectrophotométrique en flux continu pour les eaux douces et par méthode spectrophotométrique manuelle pour les faibles teneurs en eaux salines et saumâtres



(LQ : 0,01). Enfin, les concentrations en silicates DSi (μmol.l⁻¹) ont été mesurées par réaction en milieu acide avec le molybdate d'ammonium pour former un composé silicomolybdique qui, réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique, ont été dosés en méthode spectrophotométrique manuelle (LQ : 0,18).

Les paramètres du système des carbonates :

L'alcalinité totale de l'eau a été mesurée par titrage avec une solution d'HCl 0,1N sur 100 ml d'échantillon filtré et ensuite calculée grâce à la fonction de linéarisation de Gran (Gran, 1952) avec un pH compris entre 4,2 et 3,0. La reproductibilité des mesures était de ± 5 mmol.L⁻¹. Les autres paramètres du système des carbonates, à savoir les concentrations en carbone inorganique dissous (CID), en ions bicarbonates HCO₃⁻ (mmol.l⁻¹) et les pressions partielles de CO₂ (ppm) ont été estimées par le LER-PC à partir des mesures *in situ* de température, salinité, pH et d'alcalinité totale ainsi que des concentrations en nutriments (PO₄³⁻ et DSi) en utilisant les constantes d'acide carbonique précisées dans (Mehrbach et al., 1973) et modifié par Dickson and Millero (1987), la constante du bore de Lee et al. (2010), la constante du soufre de Dickson (1990) et le coefficient de solubilité du CO₂ de Weiss (1974). Les calculs ont été effectués à partir du programme CO₂ System Calculations (version 2.1), développé par Lewis et al. (1998).

Le matériel particulaire

Les matières en suspension MES (mg.l⁻¹) ont été obtenues par filtration sur un filtre en fibre de verre (0,7 μm), puis les filtres ont été séchés à 105°C et enfin, pesés par méthode gravimétrique (limite de quantification LQ : 2). La chlorophylle *a* et les phéopigments (μg.l⁻¹) ont été mesurés par méthode spectrophotométrique après filtration de l'échantillon d'eau (filtre 1,2 μm), puis extraction à l'acétone 90%. L'absorbance a ensuite été mesurée (respectivement à 665 et 750 nm) et les concentrations calculées d'après l'équation de Lorenzen (LQ : 1). Enfin, le carbone organique total COT (mg.l⁻¹) a été mesuré à l'aide d'un analyseur BIORITECH (oxydation du carbone des matières organiques en dioxyde de carbone, grâce à la présence de persulfate de sodium). Le dioxyde de carbone formé a été dosé par un détecteur infra-rouge (LQ : 0,30).

Enfin, pour chaque sortie terrain ont également été notés : la pluviométrie (à l'heure du prélèvement et sur la journée), la météo, la température de l'air (à l'heure du prélèvement), la



pression atmosphérique, le coefficient maritime, l'état de la marée et l'état de la masse d'eau et des ouvrages hydrauliques (ouverts ou fermés) des sites « exutoires » (Le Marchand, 2017).

2.2. Analyses complémentaires effectuées en 2018

En 2018, des mesures *in situ* des pCO₂ ont été réalisées une fois par mois de janvier à décembre 2018 à l'aide d'une sonde C-Sense Mini-Pro CO₂ (PME/Turner/Pro-Oceanus), dans le but d'estimer les différences avec les valeurs de pCO₂ mesurées à partir du programme CO₂ System Calculations. Des analyses isotopiques de la matière organique particulaire ainsi que des ratios C/N ont pu être réalisées grâce à la collaboration montée avec l'Université de Bordeaux (station marine d'Arcachon). Après filtration sur filtre GF/F, les filtres obtenus ont été décarbonatés avec de l'acide chlorhydrique HCL 12N durant une nuit. Puis, les mesures ont été effectuées par spectromètre de masse (IRMS; Micromass Isoprime). Les signatures isotopiques du carbone (δ^{13} C, reproductibilité de \pm 0,2%) ont été calibrées à l'aide des standards d'Acetanilide (-26,0%), de Glycine (-45,2%) de Caseine (-23,3%) et de Bassin (-17,5%), eux-mêmes calibrés à l'aide des normes certifiées (IAEA-CH6, IAEA-CH7 et USGS24), tandis que les ratios C/N (reproductibilité de \pm 0,2) ont été calibrés à l'aide du standard d'Acetanilide certifié. Enfin, les concentrations en phosphore total (µmol.l⁻¹) ont été mesurées en 2018 selon la norme NF EN IS 15681-2.

Par ailleurs, afin d'étudier les conséquences des apports terrigènes sur les communautés phytoplanctoniques, le LER-PC a réalisé des lectures phytoplanctoniques par microscopie inversée après ajout de lugol dans les échantillons d'eau. Un échantillon par site a été ainsi analysé à chaque saison : i) aux sites exutoires le 19/03/2018 (hiver), le 28/05/2018 (printemps), le 10/08/2018 (été) et le 10/12/2018 (automne) et ii) aux sites côtiers le 20/03/2018 (hiver, uniquement *lav*), le 29/05/2018 (printemps), le 09/08/2018 (été) et le 11/12/2018 (automne). D'après une liste définie, les différents taxons (famille ou genre ou espèce) ont été recensés selon trois critères : présent, très présent, abondant. Cependant, certains échantillons très turbides ont rendu difficile l'identification du phytoplancton, même après dilution.



III. ANALYSE DE DONNEES

3.1. Analyses géographiques et statistiques

Les données géographiques ont été travaillées sur SIG (ArcMap 10.2) à partir des différentes couches fournies par l'EPMP, en particulier celles correspondantes aux surfaces de chaque sous bassin versant. Les données d'occupation du sol proviennent du Corine Land Cover (2012) et des données démographiques de l'INSEE (2014). L'ensemble des données récoltées a été analysé à l'aide du logiciel statistique R® (Ihaka and Gentleman, 1996), R studio version 1.3.3, et à l'aide des packages « ggplot2 » et « factomineR». Les variabilités spatiales (entre les sites) mais également temporelles (entre les saisons et entre les années) ont été étudiées à l'aide des tests non paramétriques (rejet de l'hypothèse de normalité des données, test de Shapiro-Wilk) Kruskall-wallis et Wilcoxon (test post-hoc). Une analyse en composante principale (ACP) a été réalisée pour l'ensemble du jeu de données 2018. Les facteurs de contrôle (e.g. débit, vent, occupation du sol, géologie du sol) ont été déterminés à l'aide des corrélations de Spearman (test non paramétrique). Concernant les sites côtiers, les différences entre les données issues des prélèvements en surface et en profondeur ont été analysées à l'aide du test de Wilcoxon pour échantillons appariés.

3.2. Calcul des débits

Les débits utilisés pour le calcul des flux de carbone et nutriments en Baie de l'Aiguillon correspondent aux mesures journalières disponibles dans la banque Hydro France. Les 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). En effet, les stations de la banque Hydro ne prennent pas en compte la totalité du bassin versant couverte par nos mesures qualitatives, notamment la partie avale du Lay (1713 au lieu des 1951 km²) et de la Sèvre (1074 au lieu des 2645 km²). Les stations « N3511610 Le Lay à la Bretonnière [Port de la CLaye] » et « La Sèvre Niortaise à Niort [La Tiffardière (totale 2)] N4300623 » ont donc été utilisées pour le Lay et la Sèvre respectivement. Les débits du chenal Vieux d'une part et du canal de Luçon et du Curé d'autre part ont été estimés et normalisés en utilisant une relation surface/débit entre le Lay et la Sèvre et la surface de chacune des UHC correspondantes aux trois chenaux respectivement.



Grâce à ces données de débits et aux mesures qualitatives réalisées dans le cadre de ce projet, les flux annuels et saisonniers (de 2017 et 2018) de nutriments et de carbone ont pu être calculés en utilisant la formule suivante (Phillips et al., 1999) :

(3)
$$Fa = Cm. Qa$$
; avec

(4)
$$Cm = \frac{\sum (Ci.Qi)}{\sum Qi}$$

Où Ci est la concentration de l'échantillon d'eau de rivière collectée le jour i, et Qi le débit le jour i ; Fa le flux annuel et Qa le débit moyen enregistré pour l'année.

L'excès de CO₂, définit 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 et 2018, en calculant la différence entre le CID mesuré et le CID théorique. Cet excès de CO₂ a été calculé à partir des valeurs de CO₂ à l'équilibre atmosphérique (411 ppm, NOAA), de l'alcalinité, de la température, de la salinité et du pH (Abril et al., 2000).

3.3. Analyses complémentaires effectuées en 2018

3.3.1. Calcul des flux de CO₂ à l'interface air-eau

En complément de la méthode décrite par Abril et al. (2000), des flux de CO₂ (FCO₂, en mmol.m⁻².h⁻¹) à l'interface air-eau ont été calculés à partir des pCO₂ estimées par le logiciel CO₂ System Calculation (version 2.1, voir §Paramètres des carbonates) selon Polsenaere et al. (2013) :

(5)
$$FCO_2 = \alpha \times k \times [pCO_2 - pCO_{2atm}]$$

Avec α , le coefficient de solubilité du CO_2 (en mol.kg⁻¹.atm⁻¹, calculé d'après Weiss (1974)); k le coefficient d'échange eau-air (en cm.h⁻¹, estimé selon Raymond and Cole (2001), pour milieu d'eau douce); pCO_2 , la pression partielle de CO_2 dans l'eau (en ppm) et pCO_{2atm} , la pression partielle de CO_2 atmosphérique (411 ppm en 2019, NOAA).



3.3.2. Calcul des indices de qualité et d'eutrophisation

3.3.2.1. Indice de qualité des masses d'eau côtières et de transition

Pour calculer l'état de qualité global sur la période 2017-2018 au regard de la Directive Cadre sur l'eau (DCE, basée sur les critères DCE 2000/60/CE), nous avons calculé les indices de qualité écologique (biomasse phytoplanctonique) et physico-chimique. Les paramètres de qualité physico-chimiques retenus pour la classification de l'état écologique sont i) les nutriments, la transparence et le bilan oxygène (l'indice température de l'eau n'a pas pu être calculé au regard du nombre de données insuffisant sur cette période). Les données utilisées ont été sélectionnées parmi celles de 2017 et 2018. Elles ont concerné les données allant de juin à septembre pour l'oxygène dissous (période de l'année la plus propice aux anoxies), de mars à octobre pour l'indice Transparence et de novembre à février pour l'indice Azote inorganique dissous (auquel sont associées les mesures de salinité). Selon les masses d'eau établies par la DCE, nos points permettent de définir l'état écologique de trois masses d'eau établies par la DCE, nos points permettent de définir l'état écologique de trois masses d'eau de transition (MET) et ii) la masse d'eau Pertuis Breton caractérisée comme côtière (MEC, **Tableau 3**).

Tableau 3: Caractéristiques des trois masses d'eau étudiées. MET : Masse d'eau de transition ; MEC : masse d'eau côtière ; T8 : Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte ; C3 : Côte vaseuse modérément exposée.

mojemie a rerte	, es . cole rasease i	noderenient enposee	•	
Nom	Masse d'eau	Type	Ecotype	Etat global 2016*
Sèvre Niortaise FRGT31	MET	Т8		Moyen
Le Lay FRGT30	MET	Т8		Bon
Pertuis Breton FRGC53	MEC	C3	3	Bon

^{*} Etat global correspondant à la l'état écologique + physico-chimique (l'état chimique relatif aux polluant spécifique n'a pas été pris en compte car nos résultats de 2017-2018 ne permettent pas de calculer les indices correspondants

3.3.2.2. Indice de qualité des cours d'eau

Pour calculer l'état global des cinq cours d'eau de l'étude, et d'en déduire une potentielle altération entre 2017 et 2018, nous avons utilisé les outils du Seq-eau (Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau). Pour calculer les indices, la règle des 90% est utilisée. Puis les concentrations obtenues sont comparées aux valeurs de référence (**Tableau 4**).



Tableau 4 : Classes et indices de qualité de l'eau douce pour les paramètres utilisés (Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau).

Classe de qualité Indice de qualité	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Matière organique et oxydable					
Oxygène dissous (mg.1 ⁻¹)	8	6	4	3	
$COT (mg.l^{-1})$	5	7	10	15	
NH_4 (mg.1 ⁻¹)	0,5	1,5	4	8	
Matière azotée					
NH_4^+ (mg.1 ⁻¹)	0,5	1,5	4	8	
$N0_2$ (mg.1 ⁻¹)	0,03	0,3	0,5	1	
Nitrates					
$N0_3^{-}$ (mg.l ⁻¹)	2	10	25	50	
Matière phosphorée					
PO_4^{3-} (mg.1 ⁻¹)	0,1	0,5	1	2	
Phosphore totale (mg.l ⁻¹)	0,05	0,2	0,5	1	
Effet des proliférations végétales					
Chlorophylle a + phéopigments (ug.l ⁻¹)	10	60	120	240	
Particules en suspension					
MES (mg.l-1)	25	50	100	150	
Turbidité (NTU)	15	35	70	100	

3.3.2.3. Indice d'eutrophisation

L'indice LUSI (méthode décrite dans le rapport de Flo et al. (2019)) permet d'évaluer les pressions sur les zones côtières liées à l'eutrophisation. Il est basé sur les données d'occupation du sol susceptibles d'influencer les zones côtières (*e.g.* agriculture, urbanisation), et sur les données relatives à la morphologie du littoral pouvant jouer sur la dilution des apports terrigènes. Pour calculer l'indice LUSI, un score est attribué en fonction de l'occupation du sol (**Tableau 5**) dans une zone délimitée à 1,5 km de la côte, et en fonction de la moyenne annuelle en salinité. Le score total est ainsi corrigé d'un facteur en fonction de la morphologie de la côte (*i.e.* concave ; convexe ou droite).



Tableau 5: Catégories utilisées dans le calcul de l'indice LUSI. Les données d'occupation du sol sont en pourcentage d'occupation de la surface du sol dans une zone de 1,5 km de la côte. ZU: Zones urbanisées, regroupent les parcelles relatives aux territoires urbains, (à savoir les parcelles « Tissus urbains continus » et « Tissus urbains discontinus » des données Corine land Cover); Agriculture: regroupe toutes les parcelles relatives à l'agriculture (à savoir le groupe 2 des données Corine land Cover); ZI: Zones industrielles, regroupent les parcelles relatives aux « zones industrielles et commerciales », « mines décharges et chantiers » et « espaces verts artificialisés ».

ZU	Agriculture	ZI	Salinité	Score	
	≤10%	≤10%	≥37,5	0	
≤33%	10-40%	>10%	34,5-37,5	1	
33-66%	>40%		<34,5	2	
>66%				3	

Enfin, l'indice ICEP (Indicator for Coastal Eutrophication Potential, Billen and Garnier (2007)) permet de donner une indication sur les potentielles proliférations de phytoplanctons non siliceux et donc sur une potentielle eutrophisation de la zone côtière. Il se calcule grâce aux formules suivantes :

(6)
$$ICEP = (\frac{NFlx}{14*16} - \frac{SiFlx}{28*20}) * 106 * 12$$
; dans le cas où N est limitant (N/P < 16)

(7)
$$ICEP = (\frac{PFlx}{31} - \frac{SiFlx}{28*20}) * 106 * 12$$
; dans le cas où P est limitant (N/P > 16)

Avec NFlx; PFlx et SiFlx, les flux annuels en azote, phosphore et silice respectivement, exprimés en kg (N, P ou Si). km⁻². jour⁻¹.



RÉSULTATS

I. VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES

1.1. Paramètres environnementaux généraux

Contexte climatique et hydrologique

Le rayonnement journalier moyen n'a pas montré de dynamique différente entre 2017 et 2018 (Figure 6). Les valeurs ont varié selon un cycle saisonnier classique pour les deux années avec des valeurs minimales obtenues en hiver (moyenne de 730 \pm 378 et 628 \pm 423 W.m⁻² respectivement pour l'hiver 2017 et l'hiver 2018), et des valeurs maximales obtenues au printemps – été $(2169 \pm 660 - 1862 \pm 592 \text{ W.m}^{-2} \text{ et } 1874 \pm 731 - 2230 \pm 5371 \text{ W.m}^{-2}$ respectivement pour 2017 et 2018). Contrairement à l'automne, les movennes obtenues en hiver, au printemps et en été ont différé significativement d'une année à l'autre au profit d'une diminution en hiver (p-value <0,05; test de Wilcoxon) et au printemps (p-value <0,0001; test de Wilcoxon) et d'une augmentation en été (p-value <0,0001; test de Wilcoxon). Il est a noté que, selon la date d'échantillonnage entre les mesures réalisées sur les estuaires, les chenaux et les points côtiers (J+1 en général pour les points côtiers), une différence importante a pu être observée; notamment en avril 2017 (2309 W.m⁻² pour les chenaux et estuaires le 26/04/17 contre 526 W.m⁻² le 25/04/17), en mars 2018 (257 W.m⁻² pour les chenaux et estuaires le 19/03/18 contre 1764 W.m⁻² le 20/03/18), et en mai 2018 (1524 W.m⁻² pour les chenaux et estuaires le 28/05/18 contre 543 W.m⁻² le 29/05/18 : **Figure 6**).

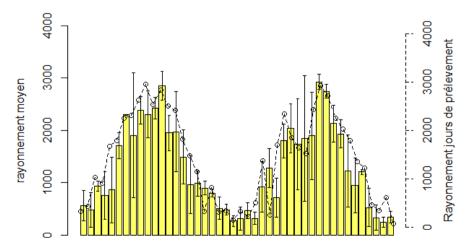


Figure 6 : Rayonnement moyen (en W.m⁻²) à chaque jour d'échantillonnage (point et pointillé) et rayonnement moyen (barre jaune) \pm écart type des trois derniers jours précédant l'échantillonnage.



Les températures de l'eau ont suivi une évolution annuelle classique avec des températures faibles en hiver (entre 8,2 et 9,4°C en moyenne) et élevées en été (entre 19,9 et 21,4°C en moyenne, **Tableau 6**). Aucune différence significative n'a été démontrée entre les moyennes d'une même saison entre les deux années.

Tableau 6: Variation de la température de l'eau (en °C) en 2018 (moyenne ± écart-type (min-max)). NB : pour les sites côtiers, uniquement les températures de surface sont données puisque qu'aucune différence significative entre les données de surface et de profondeur n'a été mise en évidence (p-value > 0,05; Test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

	lam	sam	vie	cu	lu	lav	sav	fw
2010	$13,7\pm5,3$	$14,3\pm 5,6$	$14,2\pm 6$	$14,5\pm 5,9$	$14,5\pm5,8$	$14,2\pm 5,3$	$14,8\pm 5,6$	14,6±4,5
2018	(4,9-24,0)	(5,5-25,0)	(5,6-26,0)	(5,3-27,0)	(5,9-26,0)	(5,0-23)	(4,6-23,0)	(7,5-22,0)
Hiv	8,5±1,9	$8,6\pm2,6$	$8,4\pm2,6$	$9,1\pm2,1$	$8,4\pm3,4$	$9,4\pm2,0$	$9,2\pm1,7$	8,2±1,3
1111	(6,6-11,6)	(6,7-12,8)	(5,4-12,2)	(6,8-12,5)	(4,0-13,2)	(7,6-11,5)	(7,5-10,8)	(7,3-9,1)
Print	$15,3\pm2,9$	$15,8\pm2,7$	$15,2\pm2,2$	$16,2\pm2,9$	$16,6\pm2,6$	$15,8\pm3,0$	$15,6\pm2,9$	$14,6\pm2,8$
FIIII	(11,7-18,7)	(12,6-19,0)	(12,1-17,4)	(13,3-19,8)	(13,4-19,3)	(12,5-19,9)	(12,2-19,5)	(11,5-18,5)
Eté	$20,6\pm4$	$20,9\pm3,9$	$19,9\pm3,4$	$21,4\pm4,4$	$20,7\pm4,2$	$21,2\pm2,5$	$21,3\pm2,7$	$19,9\pm1,2$
Lie	(15,3-25,0)	(15,7-25,1)	(15,1-22,6)	(15,2-25,6)	(15,2-25,3)	(17,7-23,3)	(17,7-24,1)	(18,6-20,6)
Aut	$12,0\pm 4,9$	$11,3\pm 4,9$	$11,6\pm 5,4$	$10,7\pm5,3$	$11,2\pm 5,7$	$13,5\pm4,7$	$14,2\pm 4,7$	$15,7\pm3,2$
Aut	(5,8-17,0)	(5,3-17,0)	(5,0-18,3)	(4,4-17,1)	(3,8-16,7)	(8,0-18,3)	(7,6-19,0)	(11,0-18,8)

De plus grandes valeurs de cumuls de pluies ont été enregistrées durant l'année 2018 (789 mm) en comparaison avec l'année 2017 (539 mm; **Tableau 7**). Les pluies ont en effet été plus marquées en début et en fin d'année 2018 avec des cumuls de pluies plus importants durant l'hiver 2018 que pendant l'hiver 2017 (moyenne des cumuls de pluies significativement supérieure en 2018, p-value < 0,01; Test unilatéral de Wilcoxon); et ce, principalement au cours du mois de janvier (*5) et mars (*1,5). Durant l'automne 2018, les cumuls de pluies ont été de l'ordre de 2,4, 2,8 et 1,3 fois supérieurs en octobre, novembre et décembre 2018 respectivement comparativement à 2017. *A contrario*, des cumuls de pluies plus importants ont été enregistrés en été 2017 comparativement à l'été 2018 (p-value < 0,001). Ces valeurs plus fortes ont été principalement observées durant la fin de l'été (avec 7,7 fois plus de pluies en septembre 2017 qu'en septembre 2018, **Tableau 7**).

Tableau 7: Cumuls des pluies par saison (en mm) durant l'année 2017 et 2018.

Cumul des pluies /mois (mm)	2017	2018
Hiver	136	314
Printemps	118	179
Eté	131	89
Automne	110	243
Total	539	789



En conséquence, les débits en 2018 ont été plus importants en début et en fin d'année en comparaison avec 2017 (**Figure 7**). Par exemple, durant le mois de janvier, le débit moyen journalier maximal au niveau de la Sèvre s'est élevé à 216 m³.s⁻¹ soit 22 fois plus en comparaison avec 2017 (10 m³.s⁻¹ durant le mois de janvier). Les débits ont été élevés durant tout l'hiver et en fin d'automne où des pics ont été observés en fin décembre (210 m³.s⁻¹ pour le Lay; 343 m³.s⁻¹ pour la Sèvre et 39 m³.s⁻¹ pour le Curé, soit plus de 3 fois les valeurs maximales observées en 2017, **Figure 7**).

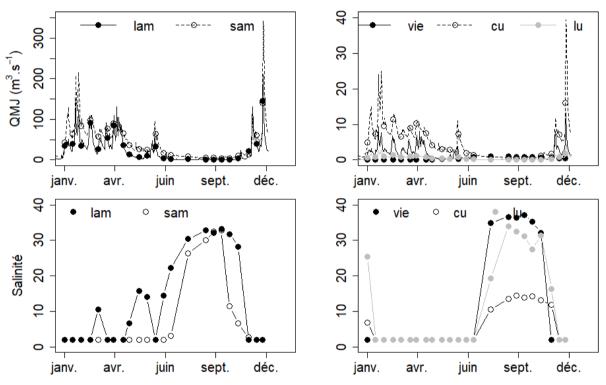


Figure 7: Evolution temporelle des débits journaliers moyens $(m^3.s^{-1})$ et de la salinité durant 2018 au niveau des exutoires (lam: Lay amont; sam: Sèvre amont; vie: Chenal vieux; cu: Curé; lu: Canal de Luçon).

Les valeurs de salinité au niveau des exutoires ont été logiquement plus élevées durant les périodes de faibles débits (*i.e.* de juin à novembre, **Figure 7** et **Figure 2**). En effet, pour tous les sites, les moyennes saisonnières en salinité ont été plus élevées en été (de 7.1 ± 5.9 (cu) à 25.0 ± 8.3 (lam) pour les exutoires et de 33.9 ± 1.0 (lav) à 34.6 ± 0.6 (fw)) et en automne (de 11.6 ± 4.8 (cu) à 24.1 ± 17.2 (vie) pour les exutoires et de 27.6 ± 11.7 (sav) à 34.3 ± 2.1 (fw)) en comparaison avec le printemps et l'hiver (où les moyennes saisonnières n'ont pas dépassé 10.3 ± 12.9 (lu) en hiver). Cependant, malgré la stratégie d'échantillonnage choisie 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 site lam contrairement au site sam où



la salinité a toujours été faible (égale ou inférieure à 2). On note que l'augmentation de la salinité au niveau du point de mesure a été plus précoce au site *lam* (juin) qu'au site *sam* et au niveau des chenaux (aout). En raison des forts débits observés en hiver, au printemps et en fin d'automne 2018, des baisses de salinité ont été observées au niveau des points côtiers (principalement en surface) aux mêmes périodes, de façon importante au point *lav* (jusqu'à 5,3 de salinité le 08/01/2018), et dans une moindre mesure au point *fw* (valeur minimale : 28,9 le 30/01/2018, **Figure 8**).

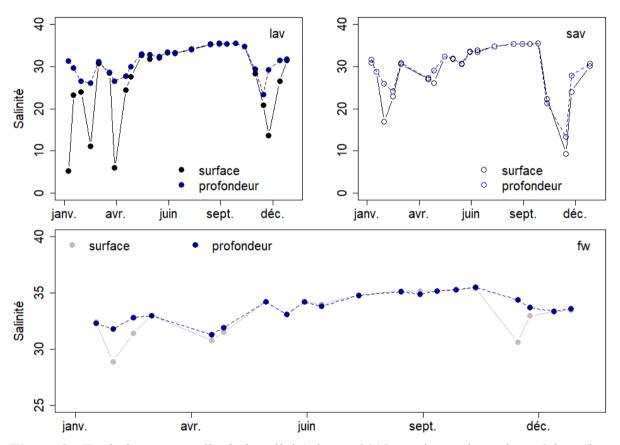


Figure 8 : Evolution temporelle de la salinité durant 2018 au niveau des points côtiers (*lav* : Lay aval ; *sav* : Sèvre aval ; *fw* : Filière).

Turbidité

La Turbidité de l'eau dans les exutoires a varié entre 6 (valeur minimale obtenue au Curé) et plus de 400 NTU (Sèvre, **Tableau 8**). Les estuaires ont été les sites les plus turbides (moyennes annuelles respectives de 167 ± 122 et 231 ± 132 NTU pour les sites lam et sam) en comparaison avec les chenaux (92 ± 57 ; 25 ± 17 et 86 ± 87 respectivement pour les sites vie, cu et lu, **Tableau 8**). Globalement, hormis le site sam, la turbidité de l'eau diminue de l'hiver au printemps (lam, vie et cu), ou de l'hiver à l'été (tous les sites sauf sam). En effet, dans l'estuaire de la Sèvre, la turbidité en été et en automne a été très élevée et de ce fait non



mesurable. Ce constat n'a pas été fait en 2017 (moyenne estivale et automnale de 2017 de 229 \pm 178 et 77 \pm 53 NTU).

Tableau 8: Variation de la turbidité de l'eau (en NTU) en 2018 (moyenne ± écart-type (minmax)) pour les sites exutoires (*lam*: Lay amont; *sam*: Sèvre amont; *vie*: Chenal vieux; *cu*: Curé; *lu*: Canal de Luçon). NB: Très peu de données au point *sav* ont été communiquées en été et en automne, en raison de la limite d'analyse (échantillons très turbides).

	lam	sam	vie	cu	lu
2018	167±122	231±132	92±57	25±17	86±87
2018	(13-400)	(90-400)	(25-224)	(6-78)	(11-340)
Hiv	240±125	188±119	116±61	37±25	109±116
ПІУ	(129-400)	(128-400)	(75-224)	(20-78)	(12-340)
Print	112±104	199±127	65±24	24±7	133±89
PIIII	(13-335)	(90-396)	(25-88)	(18-36)	(19-300)
Eté	139±109		96±54	31±19	32±14
Ele	(37-240)	>400	(52-175)	(11-54)	(25-53)
A4	183±135		83±64	9±3	35±27
Aut	(38-400)	>400	(33-210)	(6-13)	(11-88)

La turbidité de l'eau des sites côtiers situés en aval des estuaires (*i.e. lav* et *sav* avec des moyennes annuelles de 94 ± 90 et 88 ± 92 NTU respectivement, **Tableau 9**) a été plus faible que celle des sites plus en amont (**Tableau 8**). Cependant, elle reste comparable, voir plus élevée selon les saisons avec celle des sites chenaux. La turbidité de l'eau du point filière (*fw*) a été bien plus faible (moyenne annuelle de 6 ± 5 NTU, **Tableau 9**). Cependant, de plus fortes valeurs ont été observées en profondeur (moyenne annuelle de 14 ± 10 NTU), tout comme au site *sav* (172 ± 125 NTU).

Tableau 9: Variation de la turbidité de l'eau de surface et de profondeur en 2018 (moyenne \pm écart-type (min-max)) pour les points côtiers (lav: Lay aval; sav: Sèvre aval; fw: Filière). NB: Uniquement les moyennes de profondeurs sont données si une différence significative entre les données de surface et de profondeur est présente (p-value < 0.05; Test de Wilcoxon pour échantillons appariés, cas des points sav et fw).

	Données surf	face		Données prot	fondeur	
	lav	sav	fw	lav	sav	fw
2018	94±90	88±92	6±5		172±125	14±10
2018	(13-400)	(13-400)	(1-18)		(20-400)	(4-40)
Hiv	63±26	61±36	11±7		159±143	27±12
ПІ	(23-99)	(22-106)	(5-18)		(54-400)	(12-40)
Print	109±85	73±63	3 ±1		17 ±154	11±6
ГПП	(43-281)	(16-180)	(1-5)		(42-393)	(7-19)
Eté	57±51	90±101	2 ±1		169±117	7±4
Ele	(15-126)	(13-231)	(1-4)		(20-303)	(4-12)
Aut	136±141	151 ± 140	6 ±5		182±125	13±7
Aut	(13-400)	(70-400)	(1-13)		(87-400)	(5-24)



Oxygène et paramètres du système des carbonates

Aucun cycle saisonnier ne s'est dégagé quant à la variation du pH sur toutes les stations (**Tableau 10**). Les chenaux ont présenté des valeurs plus variables qui s'étendent sur une échelle plus large. Ce sont eux (et plus particulièrement le Chenal Vieux et le canal de Luçon) qui ont également présenté les écart types les plus élevés (*i.e.* 0,32 et 0,25 respectivement). Le Lay et la Sèvre ont présenté des moyennes inférieures à 8 (respectivement 7,75 \pm 0,16 et 7,88 \pm 0,21) tandis que les chenaux ont montré les moyennes les plus élevées (8,18 \pm 0,32 ; 8,14 \pm 0,15 et 8,06 \pm 0,25 respectivement pour le Chenal Vieux, le Curé et le canal de Luçon, **Tableau 10**). Les variations de pH au niveau des trois masses d'eau côtières, plus tamponnées, ont été plus faibles (8,04 \pm 0,16 ; 8,09 \pm 0,15 et 8,14 \pm 0,12 respectivement pour les stations *lav*, *sav* et *fw*, **Tableau 11**). Néanmoins, de plus fortes variations du pH ont été mesurées durant l'année 2018 pour ces trois points en comparaison avec les valeurs de 2017.

Les valeurs d'alcalinité aux sites lam et vie ont été plus faibles que celles des sites sam, cu et lu et en particulier durant l'hiver et le printemps (tout comme en 2017), mais aussi en automne (**Tableau 10**). Par conséquent des différences significatives ont été observées entre les moyennes des exutoires (p-value <0,0001 en hiver-printemps; < 0,05 en automne; test de Kruskal-Wallis). Au contraire, aucune différence significative n'a été observée entre les moyennes saisonnières aux points côtiers à ces mêmes saisons, bien que les moyennes observées aux sites lav et fw soient inférieures à celles observées au site sav (**Tableau 11**).

Les concentrations en oxygène dissous ont suivi un cycle saisonnier avec de fortes valeurs en hiver (max 430 μmol.l⁻¹ au site *sam*, soit 3,4 mg.l⁻¹) et faibles en été (moyenne estivale allant de 126 ± 30 μmol.l⁻¹ à 300 ± 87 μmol.l⁻¹ pour le Lay et le Curé respectivement, **Tableau 10**). C'est durant l'été 2018 que la valeur la plus proche du seuil d'hypoxie a pu être observée (au site *sam* : 68 μmol.l⁻¹ soit 2,18 mg.⁻¹). Que ce soit en 2017 ou en 2018, un effet site significatif (p-value < 0,05 ; test de Kruskal Wallis) a été mise en évidence uniquement en été (en automne seulement pour 2017). Cependant, une variabilité plus fréquente a été observée au niveau des chenaux en comparaison avec les estuaires durant l'hiver et le printemps (**Tableau 10**). Les comparaisons intrasites et intersites sont à prendre avec précaution puisque les mesures n'ont pas été effectuées au même moment de la journée.

Concernant les pressions partielles en CO₂ (pCO₂), c'est surtout durant l'été et l'automne que des différences intersites ont pu être observées (p-value <0,001; Test de Kruskal Wallis). Les moyennes estivales et automnales ont été plus fortes au niveau des estuaires (surtout au site



sam: moyenne de 3402 ± 1180 ppm en été et 2473 ± 524 ppm en automne, **Tableau 10**) en comparaison avec les chenaux (moyenne allant de 477 ± 264 ppm pour *vie* à 1351 ± 971 ppm pour *lu* en été) et les points côtiers (moyenne allant de 410 ± 130 ppm pour *fw* en été à 1085 ± 735 ppm pour *sav* en automne, **Tableau 11**). Néanmoins, que ce soit en 2017 ou en 2018, le site *vie* à mis en évidence les moyennes saisonnières en pCO₂ les plus faibles (de 477 ± 264 ppm en été à 1568 ± 622 ppm en hiver), voir proches de celle des points côtiers en été et en automne. Une diminution significative des moyennes saisonnières a été observée entre l'hiver-printemps et l'été et ce uniquement au niveau des chenaux. Alors que les estuaires (et le Curé) sont quelle que soit la saison, sursaturés en CO_2 (valeur minimale de 750 ppm pour *lam* en hiver), les chenaux (Chenal Vieux et canal de Luçon) et les points côtiers ont été sous saturés en CO_2 de façon ponctuelle et principalement au printemps et en été. Plus précisément, ce sont les sites *vie*, *sav* et *fw* qui ont été plus fréquemment en sous saturations et ce, majoritairement durant le printemps (par exemple, des $pCO_2 < 410$ ppm ont été mises en évidence les 27/04; 28/05; 27/06 et 10/07/2018 au site *vie*).

Des différences significatives entre les p CO_2 calculées et mesurées *in situ*, ont été mises en évidence uniquement aux sites *lam* et *cu* (p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon pour échantillons appariés), en particulier pour les p CO_2 calculées les plus élevées, la sonde p CO_2 *in situ* étant limitée à 2000 ppm au maximum (**Figure 9**).

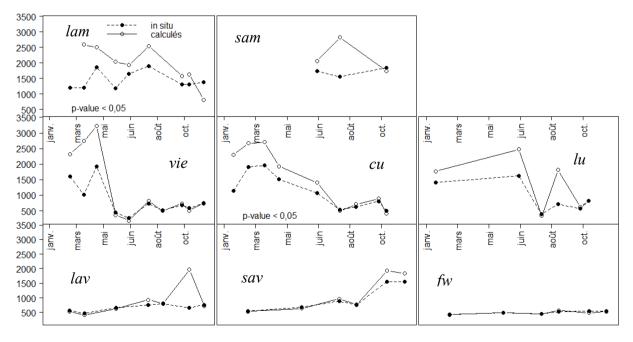


Figure 9: Différence entre les pressions partielles en CO_2 mesurées *in situ* et celles estimées à partir de l'alcalinité (lam: Lay amont; sam: Sèvre aval; vie: Chenal Vieux; cu: Curé; lu: canal de Luçon; lav: Lay aval; sav: Sèvre aval; sav: Filière).



 $\begin{table}{ll} \textbf{Tableau 10}: Variations temporelles et spatiales (moyenne \pm écart-type (min-max)) du pH, de l'alcalinité, de la concentration en oxygène (O_{2d} en μmol.l$^{-1}) et des pCO_2 (ppm) pour les exutoires. \\ \end{table}$

	lam	sam	vie	cu	lu
pH					
2018	$7,75 \pm 0,16 (7,42-8,04)$	$7,88 \pm 0,21 \ (7,41-8,22)$	$8,18 \pm 0,32 \ (7,65-8,89)$	$8,14 \pm 0,15 \ (7,88-8,4)$	$8,06 \pm 0,25 \ (7,65-8,59)$
Hiver	$7,78 \pm 0,27 \ (7,42-8,04)$	8 ± 0.21 (7,73-8,22)	$7,88 \pm 0,18(7,65-8,14)$	$8,11 \pm 0,19(7,91-8,36)$	$8,11 \pm 0,35(7,65-8,59)$
Printemps	$7,72 \pm 0,13 \ (7,48-7,86)$	$7,93 \pm 0,06 \ (7,85-8,01)$	$8,33 \pm 0,34(7,84-8,74)$	$8,04 \pm 0,09(7,88-8,14)$	$7,94 \pm 0,16(7,7-8,15)$
Eté	$7,67 \pm 0,07 (7,6-7,74)$	$7,76 \pm 0,31 \ (7,41-8,15)$	$8,42 \pm 0,43 (7,96-8,89)$	$8,25 \pm 0,09(8,15-8,37)$	$8,15 \pm 0,3(7,77-8,47)$
Automne	$7,82 \pm 0,14 (7,67-8,04)$	$7,78 \pm 0,19(7,59-7,97)$	$8,13 \pm 0,13(8-8,29)$	$8,22 \pm 0,16(8-8,4)$	$8,13 \pm 0,2(7,82-8,41)$
Alcalinité					
2018	$2,48 \pm 0,66(1,52-3,66)$	$4,02 \pm 0,39(3,38-4,58)$	$2,93 \pm 0,61(1,74-3,96)$	$4,55 \pm 0,98(2,88-5,74)$	$4,26 \pm 0,86 (2,48-5,44)$
Hiver	$2,17 \pm 0,41(1,56-2,66)$	$4.2 \pm 0.3(3.74-4.56)$	$2,26 \pm 0,63(1,74-3,3)$	$5,05 \pm 0,32(4,48-5,26)$	$4,35 \pm 0,73(3,2-5,24)$
Printemps	$2,17 \pm 0,5(1,52-2,78)$	$4,26 \pm 0,18(4,04-4,5)$	$3,48 \pm 0,37(3,02-3,96)$	$5,4 \pm 0,23(5,18-5,74)$	$4,96 \pm 0,59(3,7-5,44)$
Eté	$3,04 \pm 0,44(2,68-3,64)$	$4,02 \pm 0,53(3,5-4,58)$	$2.8 \pm 0.28(2.56-3.2)$	$3,65 \pm 0,78(2,88-4,7)$	$3,43 \pm 0,81(2,48-4,46)$
Automne	$2,94 \pm 0,7(1,72-3,66)$	$3,64 \pm 0,3(3,38-4,2)$	$2,92 \pm 0,44(2,26-3,64)$	$3,61 \pm 0,83(2,92-5,22)$	$3,61 \pm 0,51(3-4,5)$
O_{2d}					
2018	$-240 \pm 84(87-347)$	$244 \pm 92(68-430)$	$280 \pm 66(174-401)$	$287 \pm 54(182-429)$	$269 \pm 63(142-396)$
Hiver	$318 \pm 22(280-347)$	$345 \pm 61(288-430)$	$338 \pm 36(311-401)$	$330 \pm 34(297-379)$	$322 \pm 59(253-396)$
Printemps	$248 \pm 65(161-324)$	$271 \pm 32(231-312)$	$294 \pm 36(233-341)$	$289 \pm 35(254-352)$	$290 \pm 34(236-341)$
Eté	$126 \pm 30(87-157)$	$146 \pm 75(68-247)$	$233 \pm 98(174-378)$	$300 \pm 87(240-429)$	$234 \pm 68(142-299)$
Automne	$217 \pm 69(137-321)$	$182 \pm 68(113-293)$	$240 \pm 53(188-328)$	$240 \pm 31(182-264)$	$224 \pm 52(172-313)$
pCO_2					
2018	$\frac{1}{1911} \pm 719 (816-3895)$	$2679 \pm 835 (1285-4657)$	$1026 \pm 721 \ (186-3223)$	$1873 \pm 1092 (426-4165)$	$2222 \pm 1643 (229-5889)$
Hiver	$1887 \pm 1269 (750-3895)$	$2331 \pm 1022 (1285-3661)$	$1568 \pm 622 \ (852-2325)$,	$2212 \pm 2094 (229-5559)$
Printemps	$1969 \pm 451 \ (1390-2588)$	$2841 \pm 485 \ (2209-3488)$	$1184 \pm 1006 \ 355 - 3223)$	` '	$3383 \pm 1334 (1953-5889)$
Eté	$2270 \pm 383 \ (1938-2650)$	$3402 \pm 1180 (2032-4657)$	$477 \pm 264 \ (186-822)$	$1066 \pm 471 (554-1540)$	$1351 \pm 971 \ (338-2476)$
Automne	$1581 \pm 460 \ (816-2088)$	$2473 \pm 524 (1657-3225)$	$713 \pm 147 (500-933)$	$999 \pm 876 \ (426-2739)$	$1107 \pm 1198 (405-3536)$



Tableau 11: Variations temporelle et spatiale (moyenne \pm écart-type (min-max)) du pH, de l'alcalinité, de la concentration en oxygène (O_{2d} en μ mol. Γ^{-1}) et des pCO₂ (ppm) pour les sites côtiers. NB : Uniquement les moyennes de profondeurs sont données si une différence significative entre les données de surface et de profondeur est présente (p-value < 0,05 ; Test de Wilcoxon pour échantillons appariés).

	lav		sav		fws	
	surface	profondeur	surface	profondeur	surface	profondeur
pН						•
2018	$8,04 \pm 0,16 \ (7,55-8,19)$		$8,09 \pm 0,15 (7,71-8,42)$		$8,14 \pm 0,12 (7,79-8,34)$	$8,14\pm0,02(8,12-8,15)$
Hiver	$8,12 \pm 0,04(8,07-8,16)$		$8,11 \pm 0,06(8,05-8,19)$		$8,06 \pm 0,15(7,79-8,17)$	$8,07\pm0,09(7,94-8,13)$
Printemps	$8,13 \pm 0,04(8,05-8,19)$		$8,14 \pm 0,07(8,06-8,26)$		$8,23 \pm 0,09(8,11-8,33)$	$8,17\pm0,09(8,1-8,29)$
Eté	$8,01 \pm 0,13(7,92-8,19)$		$8,13 \pm 0,24(7,92-8,42)$		$8,2 \pm 0,12(8,05-8,34)$	$8,17\pm0,13(8,05-8,33)$
Automne	$7,87 \pm 0,21(7,55-8,04)$		$7,95 \pm 0,17(7,71-8,11)$		$8,09 \pm 0,06(8,04-8,18)$	$8,09\pm0,05(8,04-8,17)$
Alcalinité						
2018	$2,4 \pm 0,13(1,98-2,58)$		$2,61 \pm 0,26(2,38-3,3)$		$2,41 \pm 0,06(2,26-2,54)$	
Hiver	$2,38 \pm 0,13(2,16-2,5)$		$2,55 \pm 0,12(2,42-2,76)$		$2,46 \pm 0,05(2,42-2,54)$	
Printemps	$2,42 \pm 0,09(2,24-2,52)$		$2,58 \pm 0,15(2,44-2,8)$		$2,43 \pm 0,03(2,4-2,46)$	
Eté	$2,45 \pm 0,09(2,4-2,58)$		$2,48 \pm 0,14(2,38-2,68)$		$2,37 \pm 0,01(2,36-2,38)$	
Automne	$2,36 \pm 0,19(1,98-2,5)$		$2,75 \pm 0,47(2,38-3,3)$		$2,38 \pm 0,08(2,26-2,48)$	
O_{2d}						
2018	$265 \pm 46(158-321)$	$252 \pm 39 \ (164-303)$	$251 \pm 43(174-312)$	$240 \pm 44 \ (145-300)$	$256 \pm 27(204-308)$	$248 \pm 32(199-322)$
Hiver	$309 \pm 19(277-332)$	$288 \pm 17 \ (264-303)$	$305 \pm 15(290-332)$	$287 \pm 14 (269-300)$	$280 \pm 35(225-322)$	$264 \pm 25(227-285)$
Printemps	$267 \pm 39(216-314)$	$260 \pm 33 \ (217-301)$	$248 \pm 26(222-283)$	$242 \pm 24 (220-279)$	$270 \pm 28(245-308)$	$276 \pm 36(235-322)$
Eté	$207 \pm 46(158-266)$	$204 \pm 38 \ (164-253)$	$218 \pm 46(174-273)$	$200 \pm 50 \ (145-252)$	$236 \pm 22(204-253)$	$213 \pm 17(199-236)$
Automne	$260 \pm 34(225-309)$	$245 \pm 25 \ (218-283)$	$225 \pm 35(179-272)$	$224 \pm 35 \ (182-276)$	$249 \pm 23(225-284)$	$243 \pm 20(225-267)$
pCO_2						
2018	$706 \pm 367 (405-1967)$	$567 \pm 133 \ (400-886)$	$685 \pm 442 \ (215-1929)$	$642 \pm 315 (301-1431)$	$479 \pm 168 (270 - 1040)$	$487 \pm 104(275-721)$
Hiver	$563 \pm 151 (426-841)$	$522 \pm 75 \ (400-596)$	$536 \pm 120 (397-741)$	$507 \pm 78 \ (385-582)$	$586 \pm 258 \ (416-1040)$	$534 \pm 127(446-721)$
Printemps	$541 \pm 117 (405-744)$	$486 \pm 64 \ (407-559)$	$527 \pm 109 (365-633)$	$539 \pm 97 (375-626)$	$379 \pm 89 (279-495)$	$440 \pm 87(312-507)$
Eté	$716 \pm 216 (423-929)$	$664 \pm 257 (400-886)$	$582 \pm 348 \ (215-967)$	$630 \pm 325 (301-974)$	$410 \pm 130 (270-572)$	$445 \pm 145(275-575)$
Automne	$1014 \pm 600 (597-1967)$	$634 \pm 33 \ (588-676)$	$1085 \pm 735 (489-1929)$	$890 \pm 489 (486-1431)$	$510 \pm 70 \ (403-580)$	$515 \pm 65(414-563)$



1.2. Variations temporelles des nutriments

En 2018, les concentrations en azote inorganique dissous (NID) sont restées élevées (> 100 umol.l⁻¹), et sur une plus longue période (du début de l'année jusqu'à juillet-aout) en comparaison avec 2017, avec des valeurs maximales en nitrates allant jusqu'à 630; 710; 670 : 950 et 870 umol.1⁻¹ pour le Lay (lam), la Sèvre (sam), le Chenal vieux (vie), le Curé (cu) et le canal Luçon (lu) respectivement (Figure 10). De même, pour les points côtiers les concentrations en nitrates ont atteint des valeurs maximales bien supérieures en 2018 qu'en 2017 (320 : 200 : 76 umol.l⁻¹ respectivement aux sites *lav. sav* et *fw* en hiver 2018. **Figure** 11). De ce fait, un effet année significatif (p-value < 0.05 sur au moins un des sites ; test de Wilcoxon) a été observé avec des movennes hivernales et printanières en NID (et en NO₃-, car en moyenne 90% du NID est représenté par ce nutriment) plus élevées en hiver 2018 (en movenne + 50 (sam) à 70 % (lam) dans les estuaires et + 70 (cu) à 220 % (vie et lu) dans les chenaux en comparaison avec 2017) et au printemps 2018 (jusqu'à un facteur 3 pour les sites lu et lav, en comparaison avec 2017, Figure 12). Les sites cu et sam se sont distingués par des movennes en NID (et en NO₃⁻) plus élevées que ce soit en hiver (respectivement 783 ± 248 et 591 ± 214 µmol.1⁻¹) ou au printemps $(552 \pm 72 \text{ et } 692 \pm 83 \text{ µmol.1}^{-1}, \text{ soit } 2 \text{ à 3 fois plus})$ que les sites lam et vie ; Figure 12). C'est durant l'été que les concentrations en NID ont été les plus faibles. A partir de juillet-août 2018 jusqu'à l'automne, les concentrations en NID ont diminué à des valeurs inférieures à 20 µmol.1-1 (pour le Lay, les chenaux et les points côtiers ; 70 µmol.l⁻¹ pour la Sèvre, **Figure 10**), voir proches de 0 µmol.l⁻¹ pour le site le plus marin (fw. Figure 11). Cette diminution est principalement due aux chutes des concentrations en NO₃ (Annexe 1). En période estivale et automnale, le NID a majoritairement été représenté par les NH₄⁺ (en moyenne 59 % pour *lam*, entre 20 et 37 % pour les chenaux, 40 et 52 % pour les points côtiers en été; et 72 % pour lam, entre 53 et 62 % pour les chenaux, 25 et 47 % pour les points côtiers en automne, Annexes 3 et 4). À partir de l'automne 2018, les concentrations en NID, ainsi que les moyennes saisonnières ont augmenté pour tous les sites (Figure 10 et Figure 11), du fait de l'augmentation des concentrations en NO₃. Ce phénomène a été bien plus marqué en 2018 et au niveau du chenal vieux (*14) et au niveau des sites côtiers (*10 : 16 et 10 pour les sites *lav*, *sav* et *fw*, **Figure 12**).



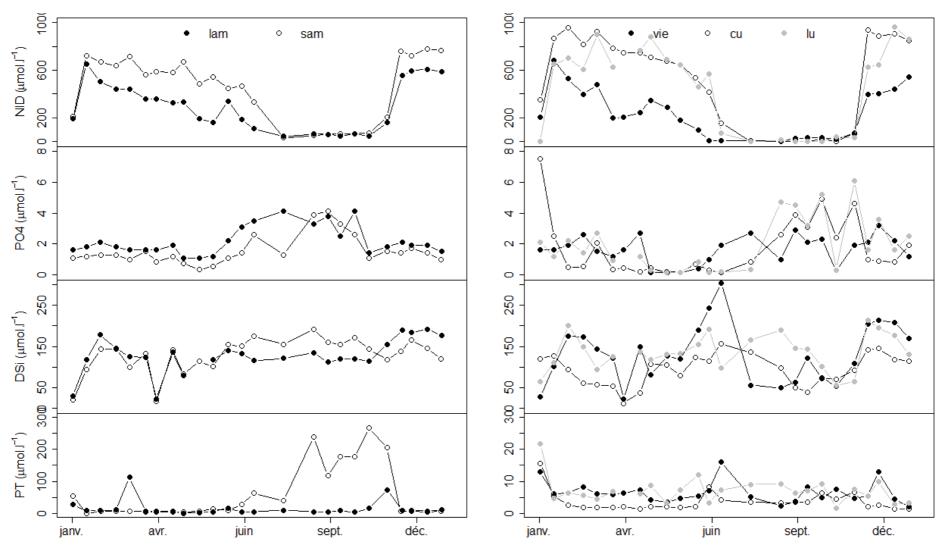


Figure 10: Evolution temporelle des nutriments (Azote inorganique dissous NID; phosphates PO₄; silicates DSi et phosphore totale PT) durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (*lam*: Lay amont; *sam*: Sèvre amont; *vie*: Chenal vieux; *cu*: Curé et *lu*: canal de Lucon).



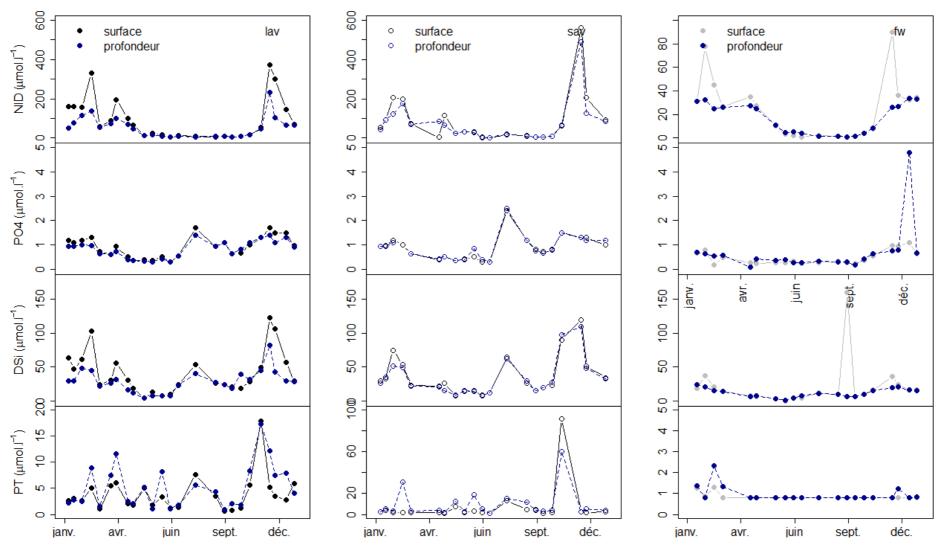


Figure 11: Evolution temporelle des nutriments (Azote inorganique dissous NID; phosphates PO4; silicates SiO2 et phosphore totale PT) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (*lav*: Lay aval; *sav*: Sèvre aval et *fw*: Filière) en surface et en profondeur (bleu).



Les concentrations en NO₂ ont suivi la même dynamique pour tous les sites exutoires avec des concentrations plus faibles en été voir en début d'automne (**Annexe 1**). Les concentrations en NO₂ ont augmenté durant le printemps (passant par exemple de 2,5 μmol.Γ¹ le 19/03/2018 à 11 μmol.Γ¹ le 27/06/2018 au site *lam*) puis ont diminué en été (jusqu'à 3,2 μmol.Γ¹ le 25/09/2018 au même site). D'une manière générale, les concentrations en NO₂ ont ensuite ré-augmenté au cours de l'automne. Les concentrations en NH₄ ont évolué de manière simultanée avec les concentrations en NO₂ sauf pour le canal de Luçon et durant la période estivale et automnale pour le Lay (où les concentrations en NH₄ ont augmenté en suivant la même dynamique des phosphates, c'est-à-dire une augmentation du début de printemps au début de l'été, passant de 4,3 μmol.Γ¹ le 19/03/2018 à 44,9 μmol.Γ¹ le 25/09/2018, **Annexe 1**).

Au niveau des sites côtiers, que ce soit en surface ou en profondeur, les concentrations en NO_2^- n'ont pas suivi la même tendance saisonnière que pour les exutoires, si ce n'est une augmentation des concentrations durant l'automne (avec des pics de concentration en simultanée avec les NH_4^+ à 3,5 ; 5,0 et 1,8 µmol de NO_2^- .l⁻¹ et 11,6 ; 8,8 et 3,1 µmol de NH_4^+ .l⁻¹ le 11/12/2018, pour les sites *lav*, *sav* et *fw* respectivement, **Annexe 2**). On note un pic de concentration au site *sav* en NO_2^- (2,2 µmol.l⁻¹ en surface; 2,7 µmol.l⁻¹ en profondeur) et en NH_4^+ (10,4 µmol.l⁻¹ en surface; 11,4 µmol.l⁻¹ en profondeur) le 09/08/2018.

Les concentrations en phosphates (PO₄³⁻) au sein des exutoires ont varié entre 0,1 et 7,5 umol. l⁻¹ (**Figure 10**). Elles ont été moins élevées en hiver et au printemps et ont augmenté à partir du début de l'été (notamment pour les estuaires, où les moyennes estivales et automnales ont été en moyenne multipliées par 2, Figure 13) ou début de l'automne pour les chenaux. En revanche, pour ces derniers, les concentrations en PO₄³⁻ ont augmenté de facon plus ponctuelle avec des pics de concentration observés aux sites lu et cu (par exemple le 23/10/2018 à 5.2 et 5.0 umol.1⁻¹ respectivement). Il est à noter qu'une forte concentration en PO₄³⁻ a été observée pour le Curé en début d'année (7,5 μmol.l⁻¹ le 02/01/2018). En ce qui concerne les sites côtiers (Figure 11), les concentrations ont varié entre 0,2 et 4,1 µmol.1⁻¹. Des pics de concentration ont été observés en lien avec les concentrations en NH₄⁺, en été (1,7 μmol.l⁻¹ et 2,4 μmol.l⁻¹, le 09/08/2018 respectivement pour les sites *lav* et *sav*), et à la fin de l'automne pour le site *lav* (1,7 µmol.l⁻¹, le 11/12/2018). Les concentrations en PO₄³en profondeur ont suivi la même dynamique qu'en surface, excepté un pic de concentration le 08/01/2019 au site fw (4,8 µmol.1⁻¹) en lien avec une augmentation en ammonium. En comparaison avec 2017, bien que de plus fortes variations aient été observées en 2018, les concentrations en PO₄3- ont suivi la même dynamique. En outre, aucune différence



significative n'a été mise en évidence entre les moyennes saisonnières de 2018 et celles de 2017 (*Figure 13*).

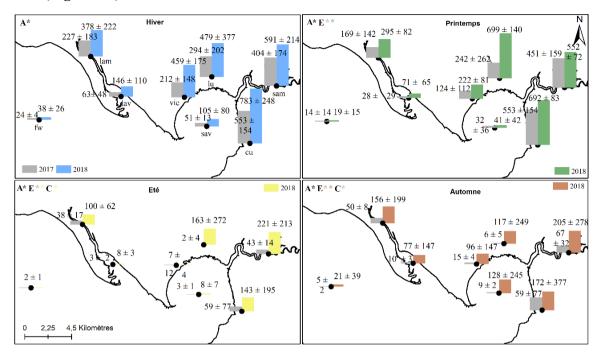


Figure 12: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écarttype en μ mol.l⁻¹) en azote inorganique dissous (NID). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

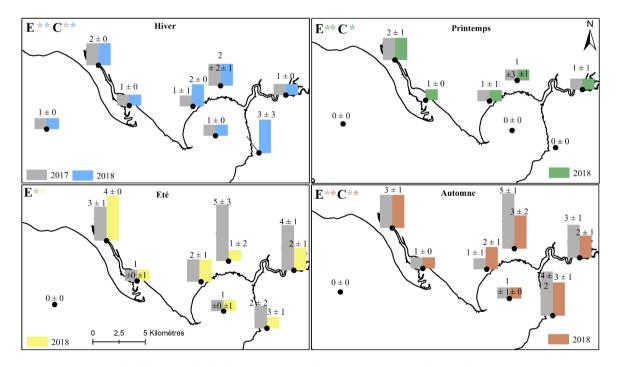


Figure 13: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écarttype en μ mol.l⁻¹) en phosphates (PO₄³⁻). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).



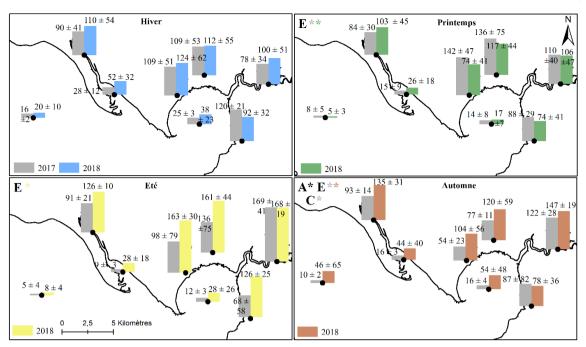


Figure 14: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écarttype, en μ mol.l⁻¹) en silicates (DSi). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

Les concentrations en silicates (DSi) ont varié entre 123 ± 41 (lam) et 129 ± 44 μ mol.1⁻¹ (sam) au niveau des estuaires ; 91 ± 39 (cu) et 131 ± 50 μ mol.1⁻¹ (lu) au niveau des chenaux et entre 22 ± 36 (fw) et 43 ± 32 µmol.l⁻¹ (lav) au niveau des points côtiers. Elles ont évolué sans grande tendance saisonnière durant l'année 2018 (Figures 10 et 11). Néanmoins, les moyennes saisonnières ont été plus élevées en été pour tous les sites exutoires (sauf lam) à l'inverse des points côtiers où les moyennes saisonnières ont été plus élevées en hiver et en automne (Figure 14). Durant la période estivale, les sites sam, vie et lu ont présenté les concentrations movennes estivales les plus fortes avec des maximums supérieurs à 150 µmol.l⁻¹ (respectivement 192, 303 et 192 µmol.l⁻¹). Les concentrations en silicates ont été plus variables en hiver et au printemps au niveau des estuaires avec de faibles valeurs obtenues le 02/01/2018 (29 et 16 umol.l⁻¹ respectivement aux sites lam et sam) et le 30/03 (22 et 20 umol.l⁻¹ respectivement). De faibles valeurs en silicates ont également été obtenues à ces mêmes dates aux sites vie (respectivement 28 et 21 umol.1⁻¹) et lu (respectivement 65 et 21 μmol.l⁻¹). Une forte concentration en silicates a par ailleurs été mesurée au site vie le 10/07/2019 (303 µmol.1⁻¹). En comparaison avec 2017, une augmentation significative des concentrations a été observée, uniquement en automne (et pour les sites lam, vie et lav ; p-value <0,05 ; test de Wilcoxon ; **Figure 14**).



Les concentrations moyennes annuelles (2018) en phosphore total (PT) ont varié entre $4.0 \pm 3.1 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ (cu) et $63.9 \pm 85.9 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ (sam). Elles ont été plus élevées dans les estuaires et surtout au site sam et durant l'été et l'automne avec des valeurs allant jusqu'à 238,0 et 266,0 $\mu \text{mol.l}^{-1}$ les 10/09/2018 et 07/11/2018 respectivement (**Figure 10**). Deux pics de concentration en phosphore ont également été mesurés au site sav les 09/08/2018 ($13.0 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$) et 08/11/2018 ($91.8 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$, **Figure 11**). On note également, deux fortes concentrations en PT observées aux sites lam (respectivement 18.1 et $73.9 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ les 13/06/2018 et 26/11/2018) et lav (7.7 et $17.9 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$, les 09/08/2018 et 27/11/2018). Enfin deux pics de concentration en PT ont également été observés dans les eaux de profondeur du site fw ($2.3 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ le 15/02/2018 et $1.2 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ le 20/12/2018, **Figure 11**).

1.3. Variations temporelles du carbone

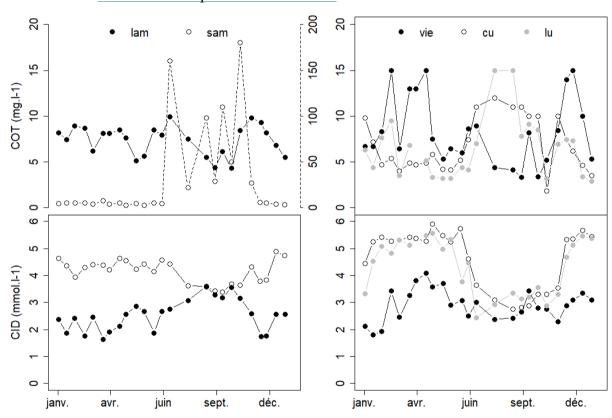


Figure 15: Evolution temporelle du carbone organique (COT) et inorganique (CID) durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (lam: Lay amont; sam: Sèvre amont; vie: Chenal vieux; cu: Curé et lu: canal de Lucon).

Les concentrations en carbone organique total (COT) ont évolué de façon différente selon les sites. D'une manière générale, elles ont varié entre 1 et 16 mg.l⁻¹ durant 2018 sauf au site *sam* qui s'est distingué par des très fortes concentrations en COT durant l'été et l'automne (jusqu'à 180 mg.l⁻¹ le 07/11/2018, **Figure 15**).



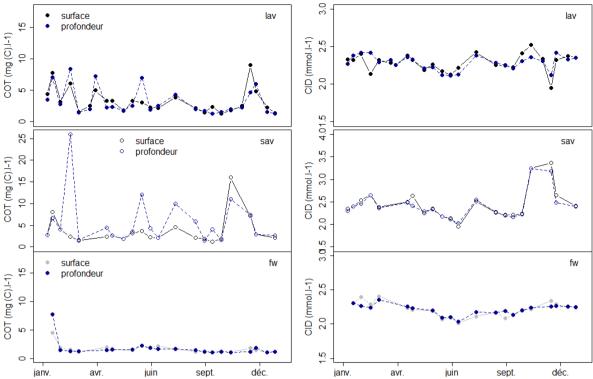


Figure 16: Evolution temporelle du carbone organique (COT) et inorganique (CID) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (*lav*: Lay aval; *sav*: Sèvre aval et *fw*: Filière) en surface et en profondeur (bleu).

Au niveau des chenaux, les concentrations en COT ont été plus élevées durant l'été pour les sites cu et lu (moyenne estivale de 10 ± 2 et 10 ± 6 mg.l⁻¹ respectivement, Figure 15 et Figure 17) à l'inverse du chenal vieux où elles ont été plus faibles à partir d'avril et ce jusqu'au milieu de l'automne (< 10 mg.l⁻¹, **Figure 15**). Une augmentation importante de la concentration moyenne saisonnière en COT a été observée entre le printemps et l'été au site sam (passant de 5 ± 2 à 71 ± 72 mg.l⁻¹) et dans une moindre mesure aux sites cu et lu (passant d'une moyenne de 4 et 5 respectivement à 10 mg.l⁻¹, Figure 17). Pour les sites côtiers, des pics de concentration en COT ont été obtenus en hiver et à la fin de l'automne majoritairement au site lav, bien qu'une forte concentration en COT a été observée au site sav (16 mg.l⁻¹) en automne (le 08/11/20, Figure 16). Une dynamique différente a cependant été observée entre les échantillons de surface et de profondeur au site sav (où des pics de concentrations ont été observés en profondeur et non en surface, Figure 16). Enfin, les concentrations en COT observées au point filière ont été très faibles. En comparaison avec 2017, les moyennes hivernales de 2018 en COT ont été inférieures à celles obtenues en hiver 2017 principalement au niveau des estuaires (diminution d'un facteur 4 pour lam et d'un facteur 2 pour sam). A contrario, les concentrations moyennes élevées au site sam en été (et en automne) ont été observées uniquement durant 2018 (et pas durant 2017, Figure 17).



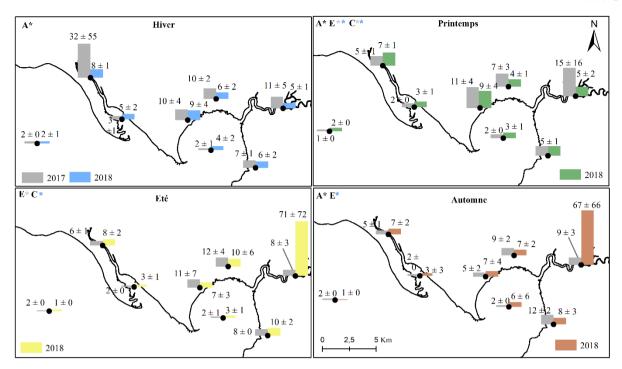


Figure 17: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-type en mg.l⁻¹) en carbone organique total (COT). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

Les concentrations en CID ont évolué durant 2018 entre 1,6 mmol.1-1 (valeur minimale obtenue au site lam) et 5,9 mmol.l⁻¹ (valeur maximale obtenue au site cu, Figure 15) et ont été majoritairement représentées par les ions bicarbonates HCO₃ (représentant plus de 95 % du CID quelle que soit la saison). D'un point de vue temporel, elles ont évolué de façon distincte entre les exutoires. De plus fortes valeurs ont été observées durant les périodes pluvieuses aux sites sam, lu et cu (avec des movennes hivernales de $4.3 \pm 0.3 \div 4.3$ \pm 1.0 et 5.1 \pm 0.4 mmol.1⁻¹ respectivement, **Figure 18**) à l'inverse des sites *lam* et *vie* (moyennes hivernales de $2,2 \pm 0,3$ et $2,3 \pm 0,6$ mmol.l⁻¹ respectivement) où les concentrations en CID ont augmenté en période d'étiage (moyennes estivales respectives de 3.0 ± 0.4 et 2.6 ± 0.3 mmol.l⁻¹; Figure 18). D'un point de vue spatial, les sites sam, cu et lu ont présenté des moyennes saisonnières en CID supérieures aux sites lam et vie, et ce de facon plus prononcée en hiver et au printemps (Figure 18). À titre d'exemple, en hiver 2018, les moyennes en CID aux sites sam, cu et lu (respectivement 4.3 ± 0.3 ; 5.1 ± 0.4 et $4.3 \pm 1.0 \text{ mmol.}^{-1}$) ont été environ 2 fois supérieures à celles observées aux sites *lam* et vie (respectivement 2.2 ± 0.3 et 2.3 ± 0.6 mmol.1⁻¹). Les concentrations en CID aux points côtiers ont évolué sans grande tendance saisonnière dans des gammes de concentrations allant de 1,9 mmol.l⁻¹ (lav) à 3,4 mmol.l⁻¹ (sav, Figure 18). Un effet année (entre 2017 et



2018) significatif entre les concentrations en CID a été observé uniquement en période pluvieuse et pour les sites *sam* (en hiver) et *lam* (en automne, **Figure 18**).

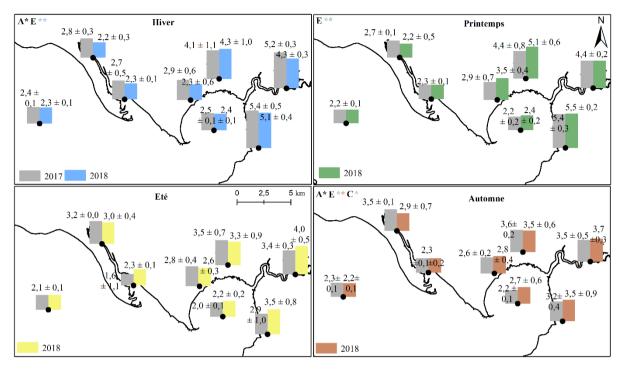


Figure 18: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écarttype en mmol.l⁻¹) en carbone inorganique dissous (CID). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

1.4. Variations temporelles du matériel particulaire

La dynamique des MES a été différente selon les exutoires. De manière générale, les concentrations ont été plus faibles pour le site cu où elles n'ont pas dépassées les 80 mg.l⁻¹ (**Figure 19**). Concernant le canal de Luçon, les concentrations en MES ont été plus variables durant l'hiver et le printemps (entre 4 et 540 mg.l⁻¹) à l'inverse du Chenal vieux où des pics de concentration ont été observés en début d'été (à 180 mg.l⁻¹ le 10/07/2018) et en automne (par exemple 260 mg.l⁻¹ le 07/11/2018). De fortes concentrations ont été observées au site lam à 3500 mg.l⁻¹ le 02/03/2018 et 2300 mg.l⁻¹ le 26/11/2018. Au niveau du site plus en aval (lav), trois pics de concentrations ont été obtenues en surface le 20/03/2018 (370 mg.l⁻¹), le 09/08/2018 (390 mg.l⁻¹) et le 27/11/2018 (610 mg.l⁻¹, **Figure 20**).



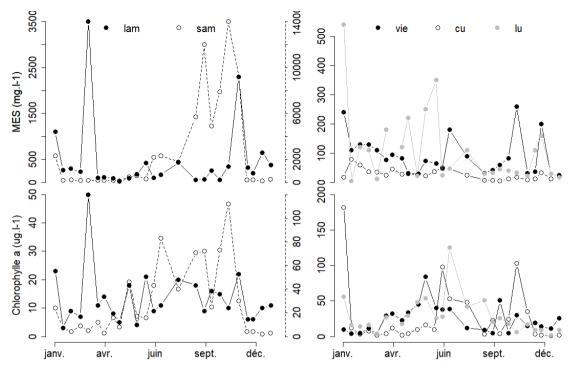


Figure 19: Evolution temporelle du matériel particulaire (matière totale en suspension : MES et chlorophylle *a* durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (*lam* : Lay amont ; *sam* : Sèvre amont ; *vie* : Chenal vieux ; *cu* : Curé et *lu* : canal de Lucon). Pour les estuaires, deux échelles sont utilisées : en noir pour le site *lam*, en pointillié pour le site *sam*.

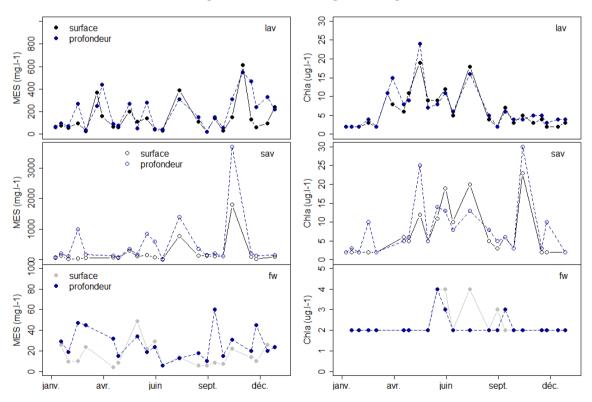


Figure 20: Evolution temporelle du matériel particulaire (matière totale en suspension : MES et chlorophylle a) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (lav : Lay aval ; sav : Sèvre aval et fw : Filière) en surface et en profondeur (bleu).



Un patron saisonnier particulier a été observé au site sam (**Figure 19**). En effet, en été et en automne les moyennes saisonnières en MES pour ce site se sont élevées à 3000 ± 1813 mg. I⁻¹ et 8035 ± 4975 mg. I⁻¹ soit 5 à 27 fois plus que les moyennes hivernale et printanière de 2018 (*Figure 21*). Des pics de concentrations ont été obtenus par ailleurs, au site en aval de l'estuaire de la Sèvre (sav) en automne 2018 allant jusqu'à 780 et 1800 mg. I⁻¹ en surface et 1400 et 3700 mg. I⁻¹ en profondeur le 09/08/2018 et le 08/11/2018 (**Figure 20**). Enfin, il est probable que les pics de concentration en MES observés au site fw le 01/03/2018 (24 mg. I⁻¹), le 08/11/2018 (22 mg. I⁻¹) et le 08/01/2019 (26 mg. I⁻¹) soient dus aux pics de concentrations observés plus en amont (**Figure 20**). Une nette différence a été mise en évidence entre les résultats de 2018 et 2017 principalement au site sam, où les moyennes saisonnières durant l'hiver et le printemps avaient été plus élevées (respectivement 4098 ± 3238 mg. I⁻¹ et 5020 ± 3883 mg. I⁻¹ soit 7 et 17 fois plus qu'en 2018 à ces mêmes saisons, **Figure 21**). Pour autant les moyennes saisonnières au site sav ont été plus élevées en 2018 quelle que soit la saison.

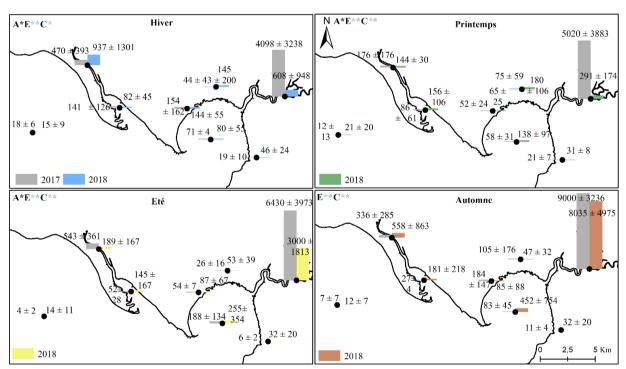


Figure 21: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écarttype en mg.l⁻¹) en matière totale en suspension (MES). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

Les concentrations en chlorophylle a ont montré aucune tendance saisonnière claire pour la plupart des sites, avec cependant des valeurs particulièrement élevées à certains moments de l'année (**Figure 19** et **Figure 20**). Par exemple en début d'année (le 02/01/2018), un pic de



concentration en chlorophylle a a été visible pour tous les sites exutoires (de $10 \mu g.l^{-1}$ au site vie à $182 \mu g.l^{-1}$ au site cu). De fortes concentrations ont également été observées durant le printemps et l'été ($84 \mu g.l^{-1}$ le 28/05/2018 au site vie, $98 \mu g.l^{-1}$ le 27/06/2018 au site cu et $125 \mu g.l^{-1}$ le 10/07/2018 au site lu). En revanche au site sam, tout comme les concentrations en MES, les concentrations en chlorophylle a ont été plus élevées durant l'été et l'automne 2018 où les moyennes saisonnières ont été plus fortes ($59 \pm 21 \mu g.l^{-1}$ en été et $53 \pm 40 \mu g.l^{-1}$ en automne contre $10 \pm 8 \mu g.l^{-1}$ en hiver et $17 \pm 14 \mu g.l^{-1}$ au printemps, **Figure 22**). Cependant les moyennes saisonnières concernant les rapports chla/phéo ont été inférieures à 1,5 pour les sites estuaires (**Figure 22**).

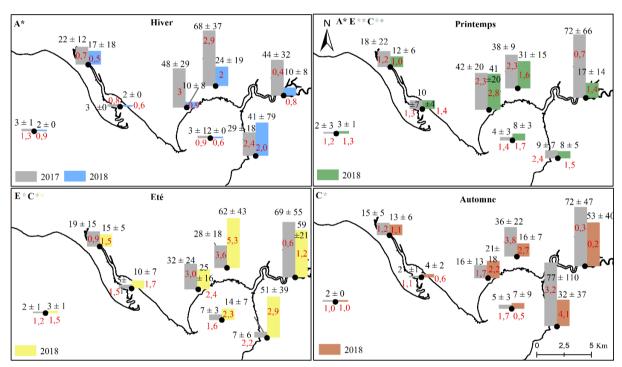


Figure 22: Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-type en $\mu g.\Gamma^1$) en chlorophylle a. Les valeurs en rouge représentent les rapports chlorophylle a/phéopigment. Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis).

Plus en aval, le site *lav* a mis en évidence une dynamique saisonnière des concentrations en chlorophylle a avec des moyennes printanière et estivale plus élevées (respectivement 10 ± 4 et $10 \pm 7 \,\mu g.l^{-1}$, **Figure 22**) tandis que le site sav a mis en évidence des pics de concentration tout au long de l'année (jusqu'à $20 \,\mu g.l^{-1}$ en surface, $30 \,\mu g.l^{-1}$ en profondeur le 09/08/2018, **Figure 20**). Les rapports chla/phéo aux sites lav et sav ont été plus importants durant l'été et le printemps 2018, en comparaison avec les saisons pluvieuses (hiver et automne). On note au site sav et fw des différences importantes entre les concentrations en surface et en



profondeur avec notamment des pics de concentrations observés en surface et non en profondeur et inversement (**Figure 20**). En comparaison avec 2017, on note une diminution significative (p-value < 0.05; test de Wilcoxon) des moyennes hivernales entre 2017 et 2018 aux sites *vie* et *lu* ainsi qu'au site *sam* au printemps (**Figure 22**).

1.5. Phytoplancton

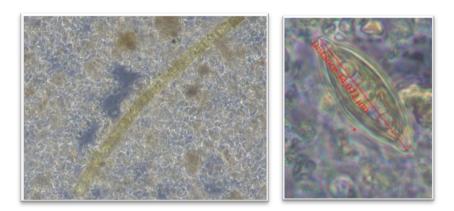


Figure 23 : Photo d'une diatomée centrique du Genre Mélisora (à gauche) et d'une diatomée pennée (à droite).

D'une façon générale, au moins 50% de la diversité est représentée par les diatomées quelles que soient les saisons, et de façon plus prononcée pour les sites côtiers (jusqu'à plus de 80%, **Figure 24**). Néanmoins, alors que les diatomées ont été plus représentées par les diatomées pennées en hiver, les diatomées centriques sont devenues plus présentes en terme de diversité en été. La diversité diminue de l'hiver à l'été pour la plupart des sites (hormis *vie* et *lu*) avec une absence de chlorophycée en été et une augmentation de la diversité en dinoflagellés à cette même période (environ 30 % de la biodiversité aux sites *cu* et *lu*). Les cryptophycées ont été observées uniquement dans les chenaux en hiver (pour *vie* et *cu*) et au printemps aux sites *cu* et *lu*. De même, les euglénophytes ont été très présentes dans les exutoires au printemps (et surtout au niveau des chenaux).



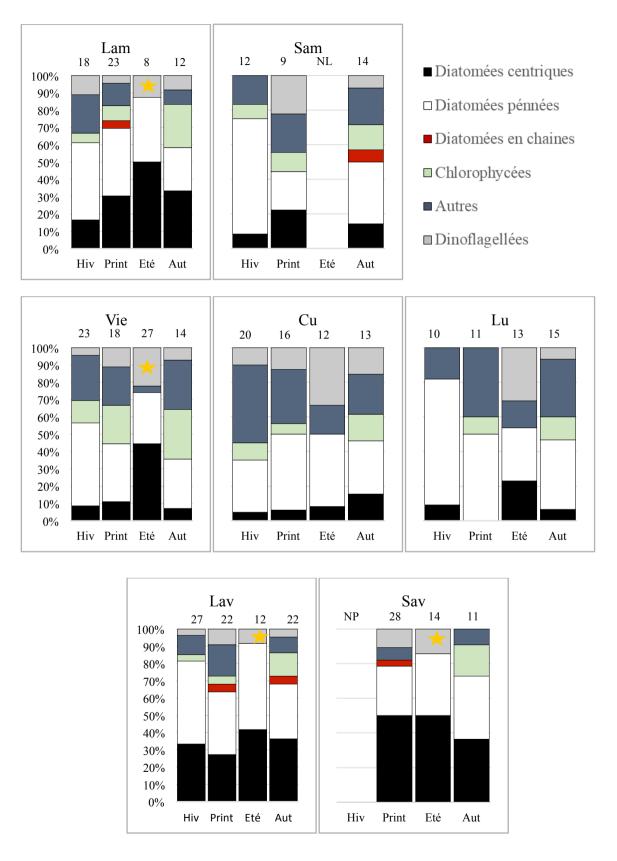


Figure 24 : Diversité phytoplanctonique (en 2018) selon les saisons et les sites.



En terme d'abondance, les échantillons issus de la période hivernale ont été représentés surtout par les diatomées (principalement centriques pour le point *lam* et pour le point plus en aval *lav*; pennées pour les chenaux, **Tableau 12**). Au printemps, bien que les diatomées ont été toujours bien présentes (centriques et pénales pour *lam* et les points côtiers, avec une apparition des diatomées en chaines nombreuses pour ces trois points), plusieurs groupes sont apparus tels que les nanoplanctons (aux points *sam*, *vie* et *cu*), les chlorophycées (*vie* et *lu*) et les euglénophytes (chenaux). En été, hormis aux points *cu* et *lu* où peu de phytoplancton a été observé (en terme d'abondance), les dinoflagellés ont dominé avec l'apparition du dinoflagellé *Lepidodinium Chlorophorum* (*Figure 25*; photo A) en fortes concentrations aux sites *vie* et *lav* (entre 7x10⁵ cellules.Γ¹ et 10⁶ cellules.Γ¹) et dans des concentrations moindres mais tout de même importantes aux sites *lam* et *sav* (env. 10⁵ cellules.Γ¹). Les diatomées centriques appartenant au genre *Thalassiosira* (*Figure 25*; photo B) ont également été importantes au point *sav* en cette période estivale. En automne, peu de phytoplancton a été observé hormis une présence importante d'euglenophytes dans les chenaux et de cyanophycées au site *vie* (**Tableau 12**)

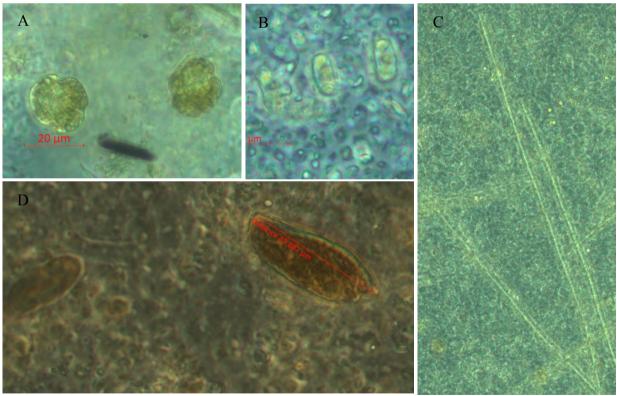


Figure 25: Photo du dinoflagellé *Lepidodinium Chlorophorum* en A), de la diatomée centrique *Thalassiosira levenderi* en B), de cryptophycées en C) et de cyanophycées en D).



Tableau 12: Famille, genre ou espèce de phytoplancton les plus observés en terme d'abondance selon les saisons. En gras les diatomées centriques, en noir les diatomées pennées, en rouge les diatomées en chaine, en vert les chlorophycées, en gris les dinoflagellés et en bleu le phytoplancton appartenant aux autres groupes.

	Hiver	Printemps	Eté	Automne				
LAM	Cymatosiracées ; Skeletonema et Thalassiosira _{Lepidodinium}							
SAM	Melosira Cymbelacées ; Fragilariacées ; Naviculacées ; Bacillariaceae (Nitzschiella)	Naviculacées Peridiniales Nanoplancton	Non lisible	Peu de phytoplancton				
VIE	Melosira Cymbelacées ; Naviculacées ; Bacillariaceae (Nitzschiella)	Cymbelacées ; Naviculacées Bacillariaceae (Nitzschiella) Scenedesmus Nanoplancton ; Euglenida (possiblement)	Lepidodinium chlorophorum	Cyanophycées Euglenida				
CU	Naviculacées ; Bacillariaceae (Nitzschiella) Prasinophycees (supposé)	Fragilariacées (Syndera) Bacillariaceae (Nitzschiella) Cryptophycée ; Euglinela ; Nanoplancton	Très peu de phytoplancton	Euglenida				
LU	Cymbelacées ; Fragilariacées	Fragilariacées (Syndera); Naviculacées; Bacillariaceae (Nitzschiella Scenedesmus Cryptophycée; Euglinela; Tintinnides	Peu de phytoplancton	Euglenida				
LAV	Skeletonema	Cymatosiracées (Plagiogrammopsis) Fragilariacées (Thalassionema nitzschioides et Asterionellopsis glacialis); Bacillariaceae (Nitzschiella Diatomées en chaine	Lepidodinium	Peu de phytoplancton				
SAV	Non prélevé	Cymatosiracées; Thalassiosira Fragilariacées (Thalassionema nitzschioides et Asterionellopsis glacialis) Diatomées en chaine	Thalassiosira levanderi / minima Lepidodinium chlorophorum	Peu de phytoplancton				



II. <u>Relation inter-parametre et facteurs de controle</u> ASSOCIES

2.1. Débits

Les débits journaliers moyens ont été corrélés avec les cumuls de pluies journaliers observés à chaque jour d'échantillonnage pour tous les sites exutoires (**Figure 26**; R² > 0,35). Ils ont été par ailleurs corrélés avec le vent uniquement aux sites *lam* et *vie*. En revanche, aucune corrélation significative n'a été mise en évidence entre les débits et les coefficients de marée.

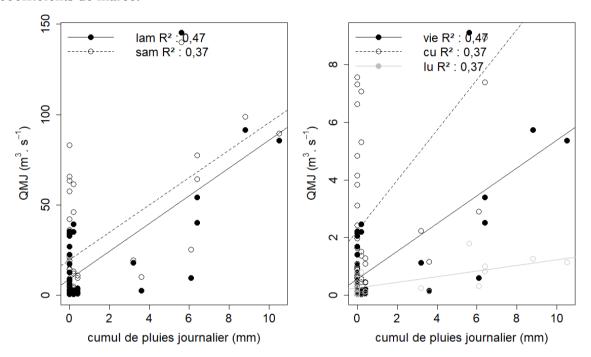


Figure 26 : Régression linéaire simple entre les débits journaliers moyens et le cumul de pluies journalier pour les sites exutoires.

L'analyse du lien entre la salinité et le débit (données journalières sur l'ensemble de l'étude) a logiquement mis en évidence une corrélation négative significative (p-value < 0,05; coefficients de corrélation de Spearman < - 0,75). La réalisation des corrélations entre le débit et la turbidité a montré une corrélation positive et significative (p-value < 0,05) uniquement aux sites cu et lu (coefficients de corrélation de Spearman de 0,76 et 0,49 respectivement). Des corrélations significatives ont également été obtenues entre le débit et le pH aux sites sam (coefficient de corrélation de Spearman de 0,55), cu (-0,37) et lu (-0,56). L'alcalinité a été corrélée significativement avec le débit pour tous les sites sauf vie (coefficients respectifs de -0,93; 0,55; 0,67 et 0,55 pour les sites lam, sam, cu et lu). Les pressions partielles en CO_2 (p CO_2) ont été corrélées aux débits uniquement pour les chenaux



(coefficients de corrélation > 0,5). Elles ont été par ailleurs corrélées aux MES et inversement à la chlorophylle a uniquement pour ces sites (vie, cu et lu).

L'analyse des corrélations entre les nutriments et le débit a mis en évidence l'origine fluviale des nitrates par la forte corrélation positive (corrélation significative; p-value < 0,05; méthode de Spearman) entre les concentrations en NO₃ et le débit pour toutes les stations (coefficients de corrélation > 0,8 pour tous les sites). La silice a été corrélée positivement avec les nitrates et le débit aux stations *lam* et *vie*. De même les corrélations positives entre le NO₂ avec les débits et les concentrations de NO₃ suggèrent une origine fluviale des nitrites, principalement pour la sèvre (station *sam*) et le chenal vieux (station *vie*). À la station *lam*, l'ammonium et les phosphates ont été corrélés positivement entre eux, et ont été corrélés négativement avec les débits et les concentrations en NO₃. Bien que les concentrations en phosphates aient été corrélées négativement avec le débit pour la plupart des sites, les relations entre ces deux paramètres ont mis en évidence deux comportements distincts des phosphates selon les saisons (**Figure 27**). Durant l'été et l'automne, alors que les débits sont nuls, les concentrations en phosphates ont varié entre 0 µmol.l⁻¹ et leurs valeurs maximales. À l'inverse, à l'exception du Chenal Vieux, lorsque les débits ont augmenté, en hiver et au printemps, elles ont peu varié (0-2 µmol.l⁻¹).

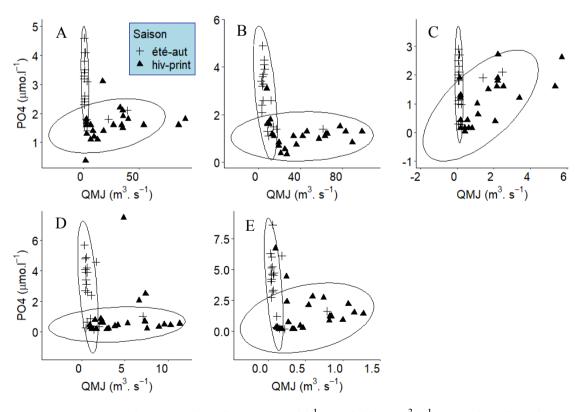


Figure 27: Concentrations en phosphates (μ mol.l⁻¹) vs débits (m³.s⁻¹) pour les sites de type estuaires (lam et sam en A et en B) et chenaux (vie, cu et lu en C, D et E).



Concernant le carbone, les concentrations en CID et en ions bicarbonates (HCO₃⁻) ont été inversement corrélées aux débits (coefficient de corrélation de Spearman de -0,9, p-value < 0,05) uniquement au site *lam* tandis qu'elles ont été corrélés positivement aux débits pour les sites *sam*, *cu* et *lu* (coefficient de corrélation > 0,6). Les concentrations en COT ont été corrélées positivement aux débits (> 0,5) pour les sites *lam* et *vie*, à l'inverse des autres sites où une corrélation négative a été mise en évidence. Concernant la MES, des comportements différents ont pu être observés selon les sites. Une corrélation négative avec le débit a été mise en évidence au site *sam* (tout comme les concentrations en chlorophylle *a* et les phéopigments) inversement de celles calculées aux sites *cu* et *lu*.

2.2. Occupation du sol

L'analyse des corrélations entre les concentrations (moyennes annuelles de 2017 et 2018) et l'occupation du sol (en pourcentage sur la surface totale comprenant le bassin versant et les zones UHC) démontre l'influence des territoires artificialisées uniquement sur les concentrations en phosphates retrouvées dans les exutoires (coefficients de corrélation : 0,83 ; p-value < 0,05, **Tableau 13**). Plus précisément, les concentrations en phosphates ont été corrélées positivement avec les zones urbanisées, industrielles et les espaces verts artificialisés (coefficient de corrélation de 0,66 ; 0,86 et 0,84 respectivement). Les zones industrielles ont été par ailleurs corrélées avec les concentrations en phéopigments (0,64).

Les concentrations en ammonium uniquement ont été corrélées avec les pourcentages représentés par les territoires agricoles dans l'ensemble (corrélation négative ; coefficient de -0,70, **Tableau 13**). Cependant, au sein des territoires agricoles, les zones occupées par les terres arables ont influencé les concentrations en NO₃, en ions HCO₃⁻ et l'alcalinité (coefficients de corrélation respectifs de 0,66; 0,74 et 0,79), à l'inverse des prairies (corrélations négatives avec des coefficients respectifs de - 0,66; - 0,74 et - 0,79). Par ailleurs, les zones occupées par les vignobles et les vergers et petits fruits ont influencé principalement le matériel particulaire (MES et chlorophylle *a*, avec des coefficients de corrélations > 0,75), à l'inverse du pH (coefficient de corrélation de -0,82). Des corrélations significatives ont par ailleurs été obtenues entre les concentrations en POT, les pCO₂ avec les zones occupées par les vergers et petits fruits.

Les corrélations obtenues entre les paramètres relatifs au matériel particulaire ainsi que le pH et les pCO₂ avec les données de surface et de population semblent être plus en lien avec les caractéristiques propres aux estuaires et aux chenaux vues précédemment. En effet, les



estuaires, qui ont été caractérisés par de plus fortes concentrations en MES, en phéopigments et de plus fortes pCO₂ en comparaison avec les chenaux (qui ont présentés une moyenne en pH plus élevée), présentent une surface plus grande de leurs BV (d'où les coefficients de corrélation > 0,60 entre les MES, les phéopigments, les pCO₂ avec la surface des BV et le coefficient < 0 entre le pH et la surface des BV, **Tableau 13**) et donc une population plus grande en nombre, mais mieux repartie (et donc une densité d'habitant plus faible).

Tableau 13: Corrélations significatives de Spearman entre les concentrations en nutriments, en carbone, les concentrations relatives au matériel particulaire et les paramètres relatifs aux carbonates avec l'occupation du sol. Uniquement les corrélations significatives sont représentées (p-value < 0,05). SURF : surface du bassin versant ; DH : densité d'habitant au km²; POP : population en nombre ; T.ART : territoires artificialisés ; T.ARG: Territoires agricoles ; ZH : zones humides. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 2018.

	CLIDE	DII	DOD	тарт	TADC	EODET	711
	SURF	DH	POP	T.ART	T.ARG	FORET	ZH
NUTRIMENTS	-						
NO3							
NO2							
NH4					-0,70		
PO4				0,83			
POT							
SIO2							
<u>CARBONE</u>	_						
CID							
COT							
<u>M.PART</u>	_						
MES	0,64	-0,84	0,79				
CHLA							
PHEO	0,66	-0,91	0,86				
<u>CARBONATES</u>	_						
Ph	-0,81	0,73	-0,81				
Ta							
pCO2	0,76		0,74				
_							

2.3. Géologie du sol

Une forte corrélation significative (p-value <0,01) entre le pourcentage des sols caractérisés par des roches sédimentaires et l'alcalinité et les concentrations en ions bicarbonates (coefficient de corrélation de Spearman > 0,80) a été mise en évidence (**Tableau 14**). D'autre part, le pH a été inversement corrélé avec les pourcentages en roches métamorphiques et magmatiques et en Quartz (< -0,80). Les concentrations en silicate n'ont pas été corrélées de façon significative avec les différentes caractéristiques géologiques (**Tableau 14**).



Tableau 14: Corrélations significatives de Spearman entre les paramètres des carbonates, les concentrations en carbone inorganique dissous, en silicates avec la géologie du sol (en pourcentage de type de roche). Uniquement les corrélations significatives sont représentées (p-value < 0,05). R.META: roches métamorphiques; R.MAGMA: roches magmatique et R.SEDI: roches sédimentaires. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 2018.

	R. META	R. MAGMA	R. SEDI	BOUE	QUARTZ
<u>CARBONATES</u>					_
Ph	-0,83	-0,82			-0,83
Ta			0,83		
pCO2					
SILICE					
SIO2					
<u>CARBONE</u>					
НСО3-			0,81		
CO3-					
CO2					

2.4. Contrôle de la chlorophylle *a*

Au niveau des chenaux, les concentrations en chlorophylle a ont été corrélées au pH (coefficients de corrélation respectifs de 0,68; 0,44 et 0,45 pour les sites vie, cu et lu) et inversement aux pCO₂ (-0,46; -0,35 et -0,45 respectivement, **Tableau 15**), alors qu'aucune de ces corrélations n'a été mise en évidence dans les estuaires et les points côtiers. La turbidité a été corrélée significativement avec la chlorophylle a uniquement pour les sites lam et lav. La température a exercé un effet sur la chlorophylle a pour la majorité des sites (sauf lam, vie et cu). En revanche, ni le rayonnement moyen journalier, ni le rayonnement moyen calculé sur les trois derniers jours précédant le prélèvement n'a été corrélé avec la chlorophylle a (sauf au site vie, qui présente un coefficient de corrélation significatif mais faible: 0,31; Tableau 15). Concernant les nutriments, les nitrates ont été inversement corrélés avec la chlorophylle a pour la majorité des sites (lam, sam, cu, lu et lav, avec des coefficients de corrélation de Spearman respectifs de -0,30; -0,74; -0,42; -0,32 et -0,62, **Tableau 15**). Les nitrites quant à eux ont été corrélés positivement à la chlorophylle a uniquement pour le site cu (0,46) et négativement pour le site lam (-0,30). Enfin l'ammonium a été corrélé négativement à la chlorophylle a pour les sites vie, lu et lav (coefficients respectifs de -0.48 : -0.45 et -0.54). Une seule corrélation négative a été mise en évidence entre la chlorophylle a et les concentrations en phosphates (au site vie; coefficient de -0,57, Tableau 15). La silice a été inversement corrélée aux concentrations en chlorophylle a principalement au niveau des points côtiers (lav et sav avec des coefficients de corrélation de Spearman de -0,39 et -0,41 respectivement). Les coefficients de marée



n'ont pas exercé d'influence sur les concentrations en chlorophylle *a*. En effet, une seule corrélation significative a été obtenue entre ces deux paramètres (au site *lam*, coefficient de corrélation de 0,42).

Tableau 15: Corrélations significatives de Spearman entre les concentrations en chlorophylle *a* et d'autres paramètres susceptibles d'y exercer un contrôle. Uniquement les corrélations significatives sont représentées (p-value < 0,05). Ray j: Rayonnement journalier moyen; Ray 3j: Rayonnement moyen des trois derniers jours précédant le prélèvement. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 2018.

	LAM	SAM	VIE	CU	LU	LAV	SAV	FWS
COEF MAREES	0,42							
TEMPERATURE		0,3			0.33	0,56	0,73	
RAY J			0,31					
RAY 3J			0,31					
pН			0,68	0,44	0.45			
NO3	-0.3	-0,74		-0,42	-0,32	-0,62		
NO2	-0.3			0,46				
NH4			-0,48		-0,45	-0,54		
PO4		0.4	-0,57					
SIO2						-0,39	-0,41	
TURBIDITE	0,40					0,30		
pCO2			-0,46	-0,35	-0.45			

III. LIMITATION DES NUTRIMENTS

Tout comme en 2017, un patron saisonnier dans la limitation de la production primaire par les nutriments minéraux dissous a été mis en évidence durant l'année 2018 (**Figure 28**). En hiver et au printemps, les points exutoires et les points côtiers ont surtout été limités par les phosphates, avec des rapports NID:PID > 22 et Si:PID > 22. En outre, quelques valeurs réellement limitantes en phosphates ont été observées durant 2018, au printemps et en été et uniquement au niveau des chenaux. Par exemple, le Chenal vieux a été réellement limité par les phosphates au printemps (le 27/04/2018, le 14/05/2018 et le 28/05/2018) avec des concentrations en phosphates en dessous du seuil de détection (0,16 μmol.l⁻¹). Cependant, à la fin du printemps 2018 (le 16/06/2018), le point filière a été réellement limité par la silice avec une concentration en silicates de 0,18 μmol.l⁻¹. À la fin de l'été et en automne (et principalement au niveau des chenaux) c'est l'azote qui est devenu limitant. Au site *lu*, par exemple, il a été réellement limitant à trois dates (10/08; 08/10 et le 23/10, **Figure 28**).



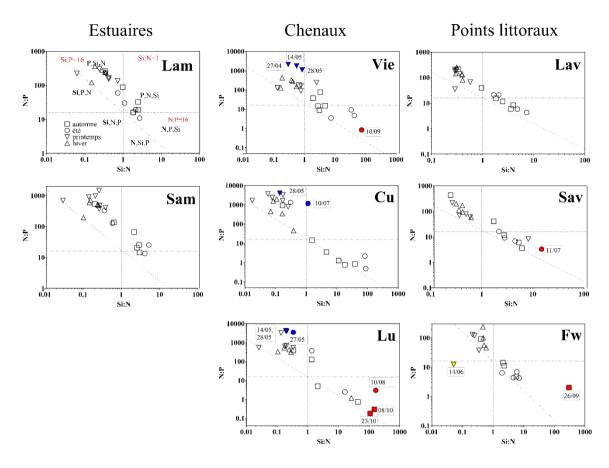


Figure 28: Limitation potentielle et réelle par les nutriments minéraux dissous pour les cinq exutoires et les trois points côtiers au cours de l'année 2018. Les limitations réelles en phosphore sont représentées en bleu, celles de l'azote en rouge et celles de la silice en jaune.



DISCUSSION

I. VARIATIONS SPATIO-TEMPORELLES DES NUTRIMENTS, DU CARBONE ET DU MATERIEL PARTICULAIRE LE LONG DU CONTINUUM MP-BA-PB

L'objectif principal de cette étude est d'analyser les variations spatio-temporelles des nutriments, du carbone et du matériel particulaire ainsi que leurs impacts le long d'un continuum terrestre-aquatique. Nous avons considéré le climat (précipitation, ensoleillement) comme homogène entre les différentes stations. L'année 2018 fut une année plus humide avec des cumuls de pluies plus importants, notamment en début et en fin d'année (Tableau 7). Les précipitations plus importantes ont entrainé une augmentation des débits (corrélation significative), jusqu'à 14 fois plus élevés que les maximales observées en 2017. Ainsi une baisse de la salinité moyenne en hiver, printemps et en automne dans les exutoires (Figure 7) et de forts épisodes de dessalures aux points côtiers ont été observés (Figure 8) en comparaison avec 2017 à ces mêmes périodes (évolution temporelle en 2017 : Polsenaere et al., 2018).

- 1.1. Dynamique spatio-temporelle des nutriments et processus biogéochimiques
- Dynamique temporelle des nutriments au sein des exutoires et processus biogéochimiques

Des corrélations positives ont été obtenues entre le débit et l'azote inorganique dissous (NID), pour tous les sites ; avec la silice (DSi) pour les sites *lam*, *vie* et *lu*; et avec les phosphates (PO₄³⁻) pour tous les sites (uniquement en été-automne), ce qui démontre le contrôle positif du débit pour ces éléments nutritifs, comme reporté dans la littérature (*e.g.* Hitchcock and Mitrovic, 2015; Onderka et al., 2012). En effet, l'hydrologie joue un rôle dans l'exportation des nutriments par le lessivage des bassins versants qui de ce fait engendre une augmentation des concentrations retrouvées au niveau des exutoires (Obermann et al., 2007; Onderka et al., 2012; Smith et al., 2009). Ainsi lors d'une année pluvieuse (*e.g.* 2018), les concentrations en NID ont été plus élevées pour tous les sites que lors d'une année plus sèche (*e.g.* Figure 12, évolution temporelle en 2017: Polsenaere et al., 2018). Les concentrations en DSi et en PO₄³⁻, cependant, n'ont pas (ou peu) été impactées



par les conditions climatiques contrastées entre les deux années (**Figures 13 et 14**; voir évolution temporelle en 2017 : Polsenaere et al., 2018), si ce n'est une augmentation significative des concentrations en DSi entre les deux automnes aux sites *lam*, *vie* et *lav*). Du fait du contrôle positif des précipitations sur les concentrations en nutriments via le phénomène de lessivage, l'occupation et la géologie du sol sont susceptibles d'impacter directement la signature chimique des exutoires (Johnson et al., 1997 ; Onderka et al., 2012, 2010 ; Smith et al., 2009).

En effet, les concentrations en nitrates ont été corrélées avec la superficie des terres arables, de même que les phosphates avec les zones urbaines et l'ammonium avec la superficie des forêts (mélangées et conifère, Tableau 13). La Sèvre, le canal du Curé et de Luçon dont les bassins versants sont fortement occupés par les terres arables (> 60% de la surface totale, Figure 3) ont présenté de ce fait les moyennes en nitrates les plus élevées en période propice au lessivage (hiver, printemps, fin de l'automne, Figure 29). Ces observations sont classiquement observées dans la littérature où des études réalisées sur des bassins versants agricoles mettent en évidence des concentrations moyennes en nitrates bien plus élevées (e.g. entre 200 et 500 μmol.l⁻¹ en période pluvieuse dans les rivières qui drainent des zones agricoles au niveau du bassin versant de la baie d'Arcachon d'après Canton, 2009) que celles réalisées sur des bassins versants plus naturels. Durant les périodes d'étiage les concentrations en nitrates chutent (Figure 10 : données 2018 ; Polsenaere et al. (2018) : données 2017) et l'ammonium et les nitrites (dans une moindre mesure) deviennent les formes prépondérantes de l'azote (Annexe 3), du fait probablement de la diminution des apports d'eau douce, de la reminéralisation de la matière organique, liée à l'activité bactérienne et du contrôle de la salinité (Coci et al., 2005; Gardner et al., 2006).

Bien que les concentrations en silicates n'aient pas été corrélées aux données relatives à la géologie du sol, il est probable que le sol riche en silice du Massif Armoricain (partie Nord du MP, voir **Figure 4**, §Introduction) constitue une source en silicates en période pluvieuse, principalement pour le Lay et le Chenal Vieux et le canal de Luçon (où le débit constitue un facteur de contrôle des concentrations en silicates). En effet, la silice provient en grande partie du lessivage des roches continentales (Carey and Fulweiler, 2014 ; Tréguer et al., 1995 ; figure 27). Consommée par les diatomées, celle-ci est remise en suspension, après sédimentation du phytoplancton à la fin de son cycle de vie. Une étude réalisée par Struyf et al. (2005) démontre que durant les périodes printanière et estivale, les sédiments sont à l'origine de 50% de la silice retrouvée dans la colonne d'eau. Ces phénomènes peuvent ainsi



expliquer les variations ponctuelles en DSi principalement au niveau des chenaux (et des points côtiers dans une moindre mesure, **Figure 10**).

Les concentrations en phosphates dans les exutoires sont dans les mêmes gammes de concentrations rencontrées dans les grands fleuves français avec des concentrations hivernales en PID comprises entre 0.30 et 1.39 umol.1⁻¹ pour la Gironde (Deborde et al., 2007) et entre 0,8 et 1,5 μmol.l⁻¹ pour la Garonne (Muylaert et al., 2009). Les concentrations en phosphates ont été corrélées avec les surfaces urbanisées (Tableau 13) et avec les débits uniquement en période pluvieuse où les concentrations sont les plus faibles (Figure 27). Ce constat suppose que le ruissellement des eaux sur les bassins versant étudiés (lessivage) n'entraine pas de fortes concentrations en phosphates dans les estuaires et les chenaux. En revanche, lorsque les conditions hydrologiques sont faibles (faibles débits en été-automne), l'augmentation des concentrations en phosphates dans l'eau est due à leur désorption à partir du sédiment, liée à l'augmentation de la salinité, comme observée dans l'estuaire de la Gironde (Deborde et al., 2007). Lorsque les milieux deviennent appauvris en oxygène et que la température augmente, le phosphate piégé dans le sédiment est libéré dans la colonne d'eau du fait de l'utilisation du Fer comme oxydant (Cloern, 2001). Les sédiments constituent ainsi d'importants agents de transport et de transformation des phosphates (Liu et al., 2016; Yuan et al. 2019) et peuvent constituer une source en PID (mais aussi en DSi) importante surtout en période estivale. Une étude future sur le rôle des sédiments dans le cycle des nutriments au sein de la baie de l'Aiguillon pourrait permettre de valider, ou non, ces observations. Le phosphore total (PT) quant à lui n'est pas dirigé par un patron saisonnier (Figure 10) mis à part pour la Sèvre où les valeurs sont bien plus élevées de juin à novembre avec des moyennes estivales et automnales respectives de $92.7 \pm 98.8 \, \mu \text{mol.l}^{-1}$ $(2.9 \pm 3.0 \text{ mg.l}^{-1})$ et $158.3 \pm 88.0 \text{ umol.l}^{-1}(4.9 \pm 2.7 \text{ mg.l}^{-1})$, caractéristiques d'un milieu hyper-eutrophe (> 0,1 mg.1⁻¹, d'après 1'OCDE (1982); La Jeunesse, 2001). Ces fortes valeurs en PT durant cette période peuvent être liées à la présence du bouchon vaseux de la Sèvre Niortaise. Pour les autres sites exutoires, les augmentations ponctuelles des concentrations en PT peuvent être dues à la remise en suspension du sédiment (Figure 29).

Enfin, d'autres activités anthropiques sont susceptibles d'engendrer des variations ponctuelles en nutriment telles que les stations d'épuration (Carey and Migliaccio, 2009), les barrages et la gestion des ouvrages (Jarvie et al., 2012 ; Maavara et al., 2017, 2015 ; Van Cappellen and Maavara, 2016). Il est important de noter que les fortes concentrations en nitrites, en ammonium et en phosphates apparues en 2017 en simultanée, au canal de Luçon



(Polsenaere et al., 2018) n'ont pas été observées en 2018. Nous pouvons émettre comme hypothèse que des fortes et ponctuelles concentrations ont été causées par des rejets de STEP lors de l'année 2017.

❖ Impact le long du continuum MP-BA-PB

Les concentrations en nutriments diminuent des exutoires au large du fait des effets de dilution et de leur utilisation par l'activité biologique dans la zone côtière en aval (Figure 29). En effet, un gradient de concentration négatif a été observé entre les points amont et aval des fleuves quel que soit le nutriment, l'année et la saison. A titre d'exemple, une étude comparable effectuée en baie d'Arcachon (Glé et al., 2008b) a mis en évidence ce même gradient uniquement pour le NID et les DSi. D'une façon générale, les pics de concentrations en NID et en DSi en aval semblent être en lien principalement avec les débits observés en amont (corrélations significatives positives). Selon les études de Cloern (2001), les temps de résidence en Baie de l'Aiguillon (en moyenne < 90 jours, voir **Annexes 5 et 6**) signifieraient que 75 à 95% de l'azote et de la silice apportés par les fleuves sont exportés jusque dans la zone côtière, tout comme ce qui est observé dans la Seine (Aminot et al., 1998) et la Loire (Guillaud et al., 2008). La dynamique des phosphates quant à elle, est susceptible de changer le long d'un continuum eau douce - eau salée en raison de leur comportement différent en eau salée (Blomqvist et al., 2004). Néanmoins, les concentrations estivales plus élevées pour les sites sav et lav suggèrent que les mêmes processus décrits en amont (désorption des phosphates) interviennent également dans la zone côtière. Bien que de plus fortes concentrations en PO₄³⁻ liées aux épisodes de dessalures aient été observées aux points côtiers (Figure 10) très peu de différences significatives ont été obtenues entre les mêmes saisons d'une année à l'autre ; ainsi, il semblerait que le changement des conditions météorologiques n'a pas eu d'impact majeur au niveau de la zone côtière à l'échelle d'une saison entière. Néanmoins le nombre d'échantillons étant faible (<10 par saison voir <5 en été), il est probable que les résultats statistiques n'illustrent pas l'impact des changements de conditions météorologiques. Le phosphore total après de très fortes concentrations mesurées en amont (Figure 10) augmente ponctuellement au niveau des sites côtiers (Figure 11) et ce jusque dans le Pertuis Breton (dans les eaux en profondeur). Il est probable que ces concentrations aient été sous estimées du fait de l'échantillonnage effectué autour de la marée haute pour les points côtiers (les pics de concentrations étant généralement observés à marée basse (Glé et al., 2008b).



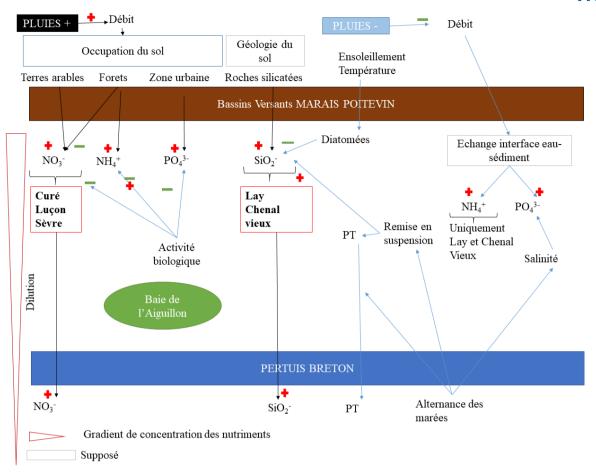


Figure 29: Dynamique des nutriments le long du continuum MP-BA-PB et processus impliqués. Les flèches noires représentent les processus mis en jeu en période pluvieuse (*e.g.* hiver, printemps, fin de l'automne) et les flèches bleues les processus en période sèche (*e.g.* période d'étiage). Les encadrés en pointillés représentent les processus mis en jeu supposés (au regard de la littérature). Les encadrés en rouge représentent les cours d'eau mettant en évidence la signature chimique la plus importante au regard des nutriments concernés.

- 1.2. Dynamique temporelle et spatiale du carbone et processus biogéochimiques
- Dynamique temporelle du carbone au sein des exutoires et processus biogéochimiques impliqués

Les concentrations en CID ont montré des tendances saisonnières marquées en lien avec les processus biologiques (production primaire/respiration, précipitation/dissolution CaCO₃) et physico-chimiques (apport eau douce, échanges sols-nappes-rivières-atmosphère) prédominants au niveau des systèmes aquatiques continentaux (Deirmendjian et al., 2018; Polsenaere and Abril, 2012). En période pluvieuse, elles ont été significativement plus élevées au niveau des exutoires de la Sèvre, du Canal de Luçon et du Curé (**Figures 15** et **18**) en lien avec la nature géologique de leur bassin versant. En effet ceux-ci sont riches en



roches sédimentaires, formées pour l'essentiel de roches calcaires et carbonatées (Figure 4). En outre, les sols du secteur Sud-Ouest du MP sont constitués d'argile marneuse à Scrobicularia plana datant du quaternaire lors de la transgression flandrienne (Degré, 2006). Ainsi, lorsqu'il pleut, le ruissèlement de l'eau entraine une augmentation (Figure 30) des concentrations en ions bicarbonates (corrélation significative positive entre les ions HCO₃ et le pourcentage en roche sédimentaire ; entre le débit et les concentrations en CID). Il en résulte une plus forte alcalinité dans ces cours d'eau riche en carbonates (e.g. alcalinité de la Sèvre en hiver 2018 : 4.2 ± 0.3 ; du Lay : 2.17 ± 0.41 ; **Tableau 10**). Par conséquent, quand les débits diminuent en période d'étiage (Figure 30), les concentrations en CID diminuent dans la Sèvre, le canal de Luçon et le Curé (Figure 15). A contrario, durant cette période de faibles débits, l'augmentation des concentrations en CID observée dans l'estuaire du Lay et du Chenal Vieux (moins riches en CaCO3 du fait de la nature silicatée du bassin versant armoricain) peut s'expliquer par un apport en ions HCO₃ par les nappes souterraines (Polsenaere et al., 2013; Deirmendjian et al., 2018; Figure 30). L'augmentation de la pluviométrie en 2018 n'a pas entrainée, à l'inverse du NID, d'augmentations significatives des concentrations en CID, en comparaison avec les valeurs de 2017 (Polsenaere et al., 2018, ou voir Figure 18), pour tous les cours d'eau. Au contraire, elle a entrainé une diminution des concentrations en CID en période pluvieuse (Figure 18), sans doute due à l'effet dilution avec l'augmentation des débits.

Les estuaires dont les BV sont dominés par l'agriculture constituent des estuaires caractérisés par des masses d'eau sursaturées en CO₂ du fait du lessivage des sols agricoles et dégageant donc d'importantes quantités de CO₂ vers l'atmosphère (Abril and Borges, 2005). En effet, dans les cours d'eau de cette étude dont les BV sont composés à plus de 80 % de surface agricoles (**Figure 3**), les pCO₂ ont été élevées (*e.g.* moyenne annuelle 2018 allant de 1026 ± 721 ppm pour le Chenal Vieux à 2679 ± 835 ppm pour la Sèvre, **Tableau 10**). A titre de comparaison, une étude menée par Hunt et al., (2014) en Nouvelle Angleterre, démontre une moyenne annuelle de 700 ppm dans une rivière dont le BV est composé à 83 % de forêt. En revanche, un bassin versant composé à majorité par des prairies (Chenal Vieux), a présenté des pCO₂ plus faibles que des BV composés par des terres arables (Sèvre, Curé, Luçon). En période pluvieuse, le lessivage des sols agricoles entraine donc une augmentation de la concentration en CO₂ dans la colonne d'eau et ce, surtout pour la Sèvre, le Curé et le canal de Luçon (**Figure 30**). Ce phénomène est d'autant plus important que les cumuls de pluies enregistrés sont grands (pCO₂ en hiver 2018 jusqu'à



3 fois supérieures qu'en hiver 2017 ; Polsenaere et al., 2018). Comme présumé par Joesoef et al. (2017), il est probable que l'augmentation des débits puisse limiter la surface d'échange avec l'atmosphère et ainsi le dégazage de CO₂ (et entrainant de ce fait une sursaturation plus importante de l'eau en CO₂, **Figure 30**).

Quand les débits diminuent (fin de printemps, **Figure 30**), les pCO₂ augmentent au niveau des estuaires du fait de l'intense minéralisation associée à ces eaux turbides (limitant la production primaire), tandis qu'elles diminuent dans les trois chenaux témoignant d'une production primaire à priori importante (corrélation négative entre la chlorophylle *a* et les pCO₂) dans ces masses d'eau moins turbides et plus transparentes. Enfin, en plus du contrôle des pCO₂ par le débit et l'activité biologique (autotrophe/hétérotrophe (respiration)), la précipitation des carbonates, le taux de matière organique dans l'eau, la température et les processus de nitrification ont pu également jouer un rôle dans la dynamique du CO₂ (augmentation) des cours d'eau étudiés comme observé par ailleurs par Jeffrey et al. (2018) et Marescaux et al. (2018). Il est néanmoins important de noter que les données traitées correspondent à des mesures ponctuelles et ne reflètent pas les variations diurnes (jour/nuit) en CO₂ (mais aussi en O₂) qui peuvent être significatives et même largement comparables aux variations saisonnières (Crosswell et al., 2017).

Les concentrations en carbone organique total peuvent quant à elles témoigner d'une forte pollution d'origine organique des estuaires et des chenaux avec des concentrations moyennes annuelles supérieures à celles rencontrées dans l'estuaire de la Gironde (5,7 mg.l ¹; Abril et al. (2002), ou dans les estuaires de rivière fortement anthropisées de Chine (3,2 mg.l⁻¹; Ni et al. (2008)). Néanmoins, elles peuvent être également liées aux communautés de microphytobenthos remises en suspension dans la colonne d'eau (Savelli et al., 2019). Les concentrations sont principalement plus importantes durant les périodes d'étiage au niveau des exutoires de la Sèvre, du Curé et du canal de Luçon, tandis qu'elles diminuent durant cette période au niveau du Lay et du Chenal Vieux (Figures 15 et 17). La corrélation positive significative entre le débit et les concentrations en COT observée uniquement pour ces deux derniers cours d'eau suggère que le débit constitue le principal facteur de contrôle. Au contraire, les concentrations en COT sont, pour la Sèvre, le Curé et le canal de Luçon corrélées significativement et positivement avec la salinité (et négativement avec le débit). Le COT au niveau de ces cours d'eau peut ainsi être contrôlé par plusieurs facteurs, tel que la remise en suspension du sédiment (microphytobenthos), la production primaire, ou l'activité bactérienne (Bauer et al., 2013 ; Ward et al., 2017). La distinction entre les formes



particulaires et dissoutes pourrait permettent d'apporter plus d'élément de discussion. Néanmoins, la corrélation positive entre le COT, les PO₄³⁻, les DSi et le PT suggère que le sédiment constitue une source importante en COT pour ces cours d'eau au regard des hypothèses émises précédemment (**Figure 30**).

Enfin, les ouvrages impliqués dans le contrôle des apports d'eau douce influencent la dynamique du carbone dans les zones côtières. En effet, ils engendrent une augmentation du stockage de carbone organique dans les sédiments notamment, ainsi que les émissions en CO₂ (mais aussi en méthane CH₄) dans ces zones de stockage, qui est ensuite transféré vers l'atmosphère par dégazage (Wohl et al., 2017).

Côtiers

Les concentrations en CID (et les pCO₂) diminuent de la côte vers le large du fait de l'effet dilution et des masses d'eau côtières plus tamponnées vis à vis du carbone (Figure 30). Une grande partie du carbone inorganique peut par ailleurs, être éliminée par dégazage vers l'atmosphère sous forme de CO₂ (Abril and Borges, 2005 ; Butman and Raymond, 2011), ou bien directement consommée par les producteurs primaires (phytoplancton, microphytobenthos) sous forme de CO₂ dissous ou HCO₃ (Figure 30). Cependant, même si une grande partie du carbone exporté est recyclée dans les estuaires, des quantités importantes peuvent aussi être enfouies dans les sédiments puis exportées vers les plateaux continentaux (Bauer et al., 2013). Les concentrations en CID sont corrélées positivement au débit et négativement avec la salinité uniquement au point sav, suggérant que les apports de la Sèvre contrôle majoritairement les concentrations en CID (et donc l'alcalinité) retrouvées en aval. Ce contrôle ne s'applique pas en aval du Lay où aucune corrélation entre l'alcalinité (et le CID) et les débits, ou entre l'alcalinité (CID) et la salinité n'a été obtenue. Le Lay exerce peu d'influence sur l'alcalinité mesurée en zone côtière, où les apports d'eau douce en provenance du Lay (plus faible en alcalinité) sont rapidement tamponnés. En revanche, la corrélation négative entre l'alcalinité retrouvée au point filière et la salinité suggère que la Sèvre influence l'alcalinité de l'eau jusque dans le Pertuis Breton. Cette hypothèse pourrait expliquer la moyenne annuelle en alcalinité au point filière supérieure à celle retrouvée dans les masses d'eau océanique d'Atlantique Nord (Lee et al., 2006). Un échantillonnage horaire sur un cycle de 24h en période hivernale en particulier pourrait apporter des éléments de discussion concernant les processus mis en jeu.



Bien qu'aucune différence significative interannuelle entre les moyennes saisonnières en pCO₂ des points côtiers n'ait été observée, le point filière s'est révélé complètement sursaturé en CO₂ (et donc hétérotrophe) au printemps 2017, tandis qu'il fut majoritairement autotrophe en fin de printemps 2018 avec 80% des valeurs en pCO₂ inférieures à l'équilibre atmosphérique (411 ppm). Ce constat est probablement en lien avec l'augmentation des apports en nutriments au printemps 2018 qui ont par la suite pu favoriser la production primaire (James E. Bauer et al., 2013). En effet, les pics en chlorophylle *a* observés en fin de printemps 2018 (**Figure 20**, deux fois plus élevés qu'en 2017, voir Polsenaere et al. (2018)) coïncident avec de fortes baisses en pCO₂. L'interaction complexe entre le carbone et les apports d'éléments nutritifs en provenance de la terre et des océans joue un rôle important entre les activités autotrophes et hétérotrophes, mais reste relativement peu étudiée (Bauer et al., 2013).

La plupart des estuaires présentent une grande hétérogénéité dans les apports de carbone organique vers la zone côtière. Néanmoins, la dynamique du COT des sites en aval des fleuves du Lay et de la Sèvre (**Figure 16**) semblent être liée à celle des sites plus en amont (**Figure 15**). En effet, tout comme au site *lam*, des pics de concentrations en COT apparaissent en période pluvieuse, et à l'inverse de plus faibles concentrations ont été mesurées en période d'étiage. Au site *sav*, une forte concentration en COT a été enregistrée durant l'automne tout comme au site *sam*. En revanche, la dynamique des concentrations en COT en profondeur se distingue de celle en surface pour ce site, pouvant être liée au COT en cours de sédimentation, ou bien à la remise en suspension à partir du sédiment (Ward et al., 2017). Un effet année, uniquement obtenu au printemps suggère que le changement des conditions météorologiques exerce un effet dans la dynamique du COT jusqu'aux points côtiers. Néanmoins, peu de carbone organique total apporté par les eaux douces arrivent jusqu'aux filières au regard des faibles variations et valeurs obtenues pour ce site (**Figures 16** et **17**) mettant en évidence un fort taux de dilution et de sédimentation.



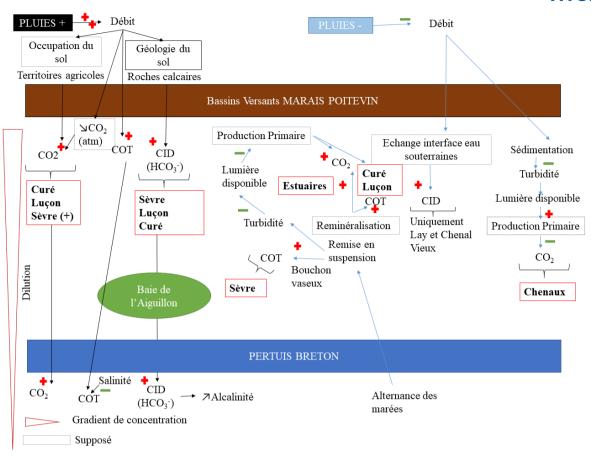


Figure 30: Dynamique du carbone le long du continuum MP-BA-PB et processus impliqués. Voir Figure 29 pour le détail des figurés.

- 1.3. Dynamique temporelle et spatiale du matériel particulaire et processus biogéochimiques
- Dynamique temporelle du matériel particulaire au sein des exutoires et processus biogéochimiques impliqués

L'analyse des matières en suspension (MES) dans les exutoires démontre des dynamiques différentes selon le cours d'eau considéré (**Figure 19**). Au niveau de l'estuaire du Lay, une évolution plus ponctuelle des MES a pu être observée au cours de l'année 2018. Deux pics ont par exemple été observés en début d'année 2018 avec des concentrations en MES > 2000 mg.l⁻¹ (resp. 2700 mg.l⁻¹ le 28/02/2017 et 3500 mg.l⁻¹ le 02/03/2018), accompagnés d'une chute des pCO₂ (resp. 863 et 876 ppm) et d'une augmentation ponctuelle du vent (aux alentours de 40 km.h⁻¹), des coefficients de marée (102 et 106) et de la salinité (21,1 et 10,6). Ces facteurs combinés reflètent très certainement une remise en suspension importante de la matière organique du sédiment en particulier des communautés microphytobenthiques (Savelli et al., 2019 ; matière organique enrichie en carbone, **Annexe**



7). La Sèvre quant à elle a été caractérisée par une tendance saisonnière claire avec une augmentation significative des MES associée à une baisse significative du débit. Durant cette période où les débits sont faibles, le bouchon vaseux de l'estuaire de la Sèvre, sous l'influence des marées, remonte vers l'amont (i.e. vers note site de mesure, Figure 31). Il en résulte une forte remise en suspension de la crème de vase, riche en carbone, en phosphore (augmentation de la concentration en PT, Figure 10) et en matière organique (corrélation positive significative entre le COT et les MES) dégradée (augmentation de la concentration en phéopigment, et de la teneur en carbone, Annexe 7). L'augmentation de la turbidité qui en découle entraine une diminution de la production primaire, limitée par la disponibilité en lumière et ainsi une chute de l'oxygène dissous (à la limite de l'hypoxie), et une saturation de la colonne d'eau en CO₂ (Figure 32). Ces observations sont classiquement reportées au sein des estuaires soumis à l'influence d'un bouchon vaseux (e.g. l'estuaire de la Gironde; Lanoux et al., 2013). Le déplacement du bouchon vaseux, causé par l'alternance des marées et des débits, peut par ailleurs expliquer la forte variation interannuelle des MES observée dans l'estuaire de la Sèvre (Figure 21). Les débits plus importants en début d'année 2018 auraient eu pour effet de repousser le bouchon vaseux en aval du pont du Brault et, de ce fait les prélèvements d'eau auraient été effectués en dehors du bouchon vaseux (Figure 31).

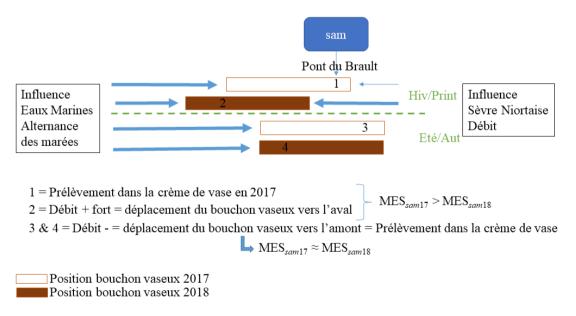


Figure 31: Estimation du déplacement du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Sèvre et localisation au niveau du point de mesure (Pont du Brault). Les flèches bleues représentent les influences des eaux marines (marées) /douces (débits).



Au contraire, du fait des débits plus faibles en début d'année 2017, les prélèvements d'eau auraient été effectués directement au sein de celui-ci. De ce fait, les échantillons issus de la période hivernale et printanière de 2017 se sont révélés plus chargés en MES (voir Polsenaere et al., 2018 pour les évolutions temporelles ou **Figure 21**.

Les chenaux ont été en général caractérisés par des concentrations en MES (et donc par une turbidité) plus faibles. En période d'étiage, la diminution des débits entraine pour ces sites une diminution de la concentration en MES et de la turbidité due à la sédimentation (**Figure 32**). La diminution de la turbidité entraine à son tour une augmentation de la lumière disponible aux communautés phytoplanctoniques ; et les chenaux offrent ainsi de meilleurs conditions à la production primaire autochtone (**Figure 32**). En effet, les rapports chlorophylle *a*/phéopigments calculés (>1, **Figure 22**) démontrent une contribution majoritaire par le phytoplancton vivant et ainsi une diminution des pCO₂ mesurées due à l'activité photosynthétique (**Figure 32**). En période pluvieuse, alors que le Curé présente une dynamique des MES liée aux débits (corrélation positive et significative), le canal de Luçon et le Chenal Vieux ont présenté de forts pics de concentration en MES, ponctuels (**Figure 19**), probablement liés à la gestion des écluses.

Impact le long du continuum MP-BA-PB

Parmi les sites côtiers, les concentrations en MES ont diminué de la côte vers le large ([MES]*lav-sav* > [MES]*fw*, **Figures 20** et **21**) quelle que soit la saison, mettant en évidence l'effet dilution (et/ou la sédimentation) des MES (**Figure 32**). La dynamique de la MES dans les points côtiers n'a pas été régit par un patron saisonner et semble ainsi être principalement contrôlée par l'alternance des marées (Feng et al., 2002), par les courants et les vagues (Wang and Andutta, 2013), et la bioturbation (Savelli et al., 2019). Ces différents processus influencent la remise en suspension des sédiments. Les apports d'eau douce peuvent également être source de MES, bien que ces apports soient rapidement sédimentés dans la baie de l'Aiguillon (Degré, 2006). Néanmoins, de très forts débits peuvent enrichir le Pertuis Breton en MES (corrélation positive significative entre les concentrations en MES au site *fw* et les débits du Lay et de la Sèvre), augmentant en période pluvieuse sa turbidité (**Tableau 9**). Il n'est pas exclu également, que les activités conchylicoles exercent un impact sur la dynamique des MES de la Baie de l'Aiguillon et du Pertuis Breton au travers de l'alimentation et des excrétions des mollusques.



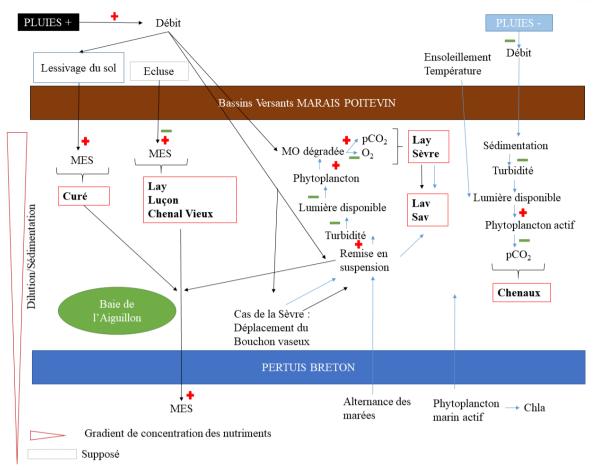


Figure 32: Dynamique de la matière particulaire le long du continuum MP-BA-PB et processus impliqués. Voir **Figure 29** pour le détail des figurés.

Les mesures isotopiques hivernales (**Annexe 7**) obtenues dans l'estuaire du Lay et de la Sèvre (autour de -23‰) démontrent un enrichissement en carbone plus important en comparaison avec les chenaux (-27‰ pour le Curé -25‰ pour le Chenal vieux et le canal de Luçon) ou avec d'autres fleuves français (*e.g.* entre -26 et -24‰ dans l'estuaire de la Gironde, Middelburg and Herman, 2007). Cet enrichissement en carbone peut être dû à la contribution du microphytobenthos (Malet et al., 2008) remis en suspension du à l'hydrodynamisme (Savelli et al., 2019). Les valeurs en δ^{13} C issues des prélèvements hivernaux au sein des points côtiers oscillent autour de -23‰, caractéristique de la MOP des eaux marines (Middelburg and Herman, 2007).

1.4. Bilan : Caractéristiques biogéochimiques saisonnières du continuum

L'analyse en composante principale, réalisée sur le jeu de données 2018 permet de mettre en évidence la signature chimique des exutoires et des points côtiers ainsi que les facteurs de contrôle associés. Elle caractérise ainsi les différents sites de l'étude, et ce selon les saisons. La caractérisation des « sites-saisons » en fonction de leurs profils



biogéochimiques avait conduit en 2017 à proposer deux continuums « terre-mer » saisonniers (Polsenaere et al., 2018). La caractérisation de ces sites en 2018 montre en grande partie le même pattern saisonnier suggérant que les profils obtenus en 2017 n'étaient pas typiques d'une année sèche.

En effet, tout comme en 2017, deux continuums temporels sont apparus en 2018. Durant les périodes pluvieuses (hiver (1) - printemps (2)), les exutoires du MP se sont révélés fortement enrichis en NID, avec des concentrations en nitrates proches des grands fleuves anthropisés, à l'inverse du PID. Les excès en nitrates, exportés de l'agriculture en période pluvieuse induisent de fortes concentrations au niveau des exutoires (surtout pour la Sèvre (d), le curé (e) et le canal de Luçon (c) dont les BV sont occupés en majorité par les terres arables) et dans une moindre mesure au niveau des points côtiers (f, g, h), plus tamponnés. La géologie du sol apparait également comme un facteur de contrôle prépondérant dans la répartition des échantillons en périodes pluvieuses. En effet, les échantillons issus des sites sam (d), cu (e) et lu (c) dont les BV, caractérisés par des sols riches en calcaire et en carbonates, sont plus influencés par la variable CID. Les échantillons issus des sites côtiers (f, g, h) sont très peu influencés par les apports d'eau douce (et majoritairement par la variable salinité S, **Figure 33**).

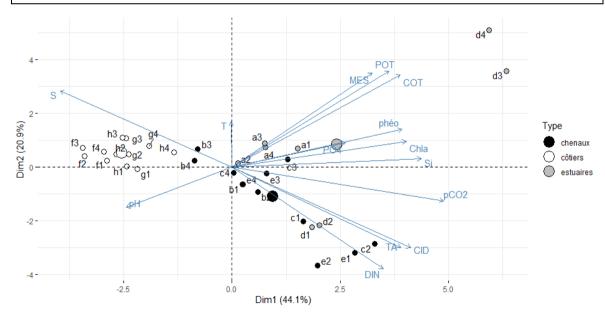


Figure 33: Analyse en composante principale (axes 1-2) de la saisonnalité biochimique des sites de l'étude 2018, montrant les variables et la dispersion des échantillons. Les estuaires, chenaux et points côtiers sont représentés en gris, noir et blanc respectivement. Les lettres représentent les sites (a : *lam*; b : *vie*; c : *lu*; d : *sam*; e : *cu*; f : *fw*; g : *lav* et h : *sav*). Les chiffres (1,2,3,4) représentent les saisons (hiver, printemps, été et automne). La saisonnalité des sites d'étude de l'année 2017 est présentée dans le précèdent rapport (voir Polsenaere et al., 2018).



Durant les périodes plus sèches (Eté (3) - Automne (4)), où les débits sont faibles, l'alternance des marées induit un déplacement du bouchon vaseux de la Sèvre vers l'amont. Il en résulte de fortes concentrations en MES, en COT en PT dans l'estuaire de la Sèvre (sam, d3 et d4). Ces trois variables contribuent le plus à la répartition des échantillons durant cette période pour les chenaux et estuaires. Du fait de la forte contribution du matériel particulaire et dissous dans l'estuaire de la Sèvre, la production primaire est limitée par la disponibilité en lumière. Il se produit alors une chute drastique de la concentration en oxygène et une saturation des masses d'eau en CO₂. Ce processus entraine le déplacement des points d3 et d4 vers la droite de l'ACP (Figure 33). Durant cette période, la salinité exerce une influence dans la répartition des sites exutoires (et surtout au niveau du Chenal Vieux : b3 et b4), et leurs caractéristiques estivales sont alors proches de celles des points côtiers (f,g,h). Les intrants marins cependant, apportent des sulfites qui avec le Fer, sont utilisés comme oxydant dans la désorption des phosphates. Les phosphates ainsi libérés vont engendrer une prolifération du phytoplancton dont la production primaire sera limitée par les nitrates qui ne sont plus apportés par les eaux douces (très peu d'influence de la variable NID durant cette période, **Figure 33**).

II. <u>Influence des apports terrestres et reponses du</u> compartiment biologique

2.1. Export des nutriments et du carbone des BV du MP en BA-PB

Toute forme confondue, le carbone est le principal élément amené en Baie de l'Aiguillon et dans le Pertuis Breton (> 80% des exports). Il est exporté majoritairement sous forme inorganique (74% en 2017, 67% en 2018), ce qui concorde avec les résultats de Meybeck (1993) stipulant que le CID constitue le principal élément exporté par les rivières tempérées (à hauteur de 60% en moyenne). Il est suivi par l'azote (3-12%), la silice (4-6%) et le phosphore (<1%). Les flux estimés en 2018 ont été bien plus élevés qu'en 2017 en raison des débits plus importants enregistrés durant cette année (**Figure 34**, **Annexe 8**).



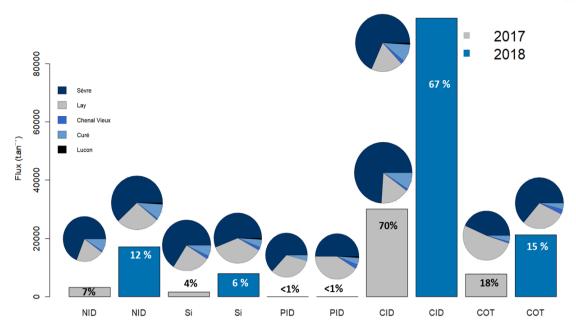


Figure 34: Flux estimés en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT) pour 2017 et 2018 et contribution relative de chaque cours d'eau.

La Sèvre contribue majoritairement aux apports de nutriments (entre 50 et 66%) et de carbone (43 à 74%) toutes années et toutes saisons confondues, suivi du Lay (entre 15 et 51 %) et du Curé (jusqu'à 29% de contribution aux apports en NID en 2017, Figure 34). En 2018, la Sèvre et le Lay ont apporté environ 11 et 5 kt de NID respectivement (Annexe 9, soit 2,33 et 4,04 t de NID.km⁻².an⁻¹, **Annexe 8**), se situant ainsi dans les mêmes ordres de grandeur des fleuves de Bretagne anthropisés (i.e. Blavet et Aune avec une moyenne de 7 et 5 kt de NT (azote totale) par an, calculée de 2000 à 2005, selon Romero et al., 2013). Toutefois, les petits bassins versants peuvent contribuer significativement au flux total de nutriment selon l'occupation du sol (Canton, 2009). En effet, le Curé en raison de son BV riche en zone agricole a apporté en 2018 environ 1,5 kt de NID soit 2 fois plus que des BV plus naturels (par exemple la Leyre) mais bien plus grands en superficie (2141 km² soit environ 6 fois plus grand que le Curé), d'après les études de Canton et al. (2012). De plus reportée par unité de surface, le Curé (avec 4,35 t de NID.km⁻².an⁻¹, **Annexe 8**) exporte autant de NID que la Sèvre. Cependant, la variabilité des débits (et donc de la pluviométrie), détermine en grande partie le transfert des molécules terrigènes vers les zones côtières (Romero et al., 2013). En effet, le climat a longtemps été reconnu comme un important facteur de contrôle dans les apports par les rivières (Bauer et al., 2013). C'est ainsi, que durant les périodes pluvieuses les nutriments et le carbone sont apportés en grande quantité. Par exemple, en hiver 2018 près de 8,6 kt de NID ont été apportées en BA-PB, soit environ



24 fois plus qu'en été 2018 (**Tableau 16**). Les différences dans les conditions météorologiques exercent en outre un impact majeur sur les flux interannuels en molécules terrigènes. Dans cette étude, une augmentation d'un facteur 2 de la pluviométrie en hiver entraine une augmentation d'un facteur 4-5 des apports en nutriment et d'un facteur 2-3 des apports en carbone.

Tableau 16: Flux estimés en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT) par saison pour 2017 et 2018 (en t.saison⁻¹).

saison	Année	NID	SI	PID	CID	COT
Hiver	2017	1 936	799	11	18 041	5 565
	2018	8 566	3 836	51	47 703	10 554
Printemps	2017	1 065	552	9	10 146	1 545
	2018	4 331	1 738	24	28 139	3 750
Été	2017	29	201	4	1 941	364
	2018	347	46	7	4 662	4 845
Automne	2017	48	136	3	2 075	423
	2018	1 846	1 212	16	11 070	6 335

Concernant le carbone exporté en BA-PB, une partie est dégazée vers l'atmosphère et n'atteint donc pas la zone côtière (Abril and Borges, 2005; Borges et al., 2006). De nombreuses études ont montré que les estuaires (Laruelle et al., 2010), mais aussi les lacs (Tranvik et al., 2009) et les rivières (Abril et al., 2000 ; Polsenaere et al., 2013) constituent des sources importantes de CO₂ pour l'atmosphère. D'après la méthode décrite par Abril et al. (2000), nous avons estimé que l'excès de CO₂ correspondait en moyenne à 4 % du CID en 2017 et 6 % en 2018 (pour tous les cours d'eau de notre étude, Figure 35). Cela représente des quantités de CO₂ exportées vers l'atmosphère estimées entre 0,2 (Chenal Vieux) et 956 t.an⁻¹ (Sèvre) en 2017 et entre 61 (Lucon) et 3888 (Sèvre) t.an⁻¹ en 2018 (**Figure 35**). Des valeurs du même ordre (entre 57 et 3895 t.an⁻¹) ont été estimées au niveau du bassin versant de la Lagune d'Arcachon (Polsenaere et al., 2012). Néanmoins, les flux de CO₂ vers l'atmosphère calculés par la méthode d'Abril et al. (2000) seraient largement sousestimés au regard des travaux de Polsenaere & Abril (2012) stipulant que la part en CO₂ émise vers l'atmosphère (calculée à l'aide du modèle streamCO2-DEGAS) en baie d'Arcachon atteindrait 34 % du CID exporté (Polsenaere et al., 2012 ; Polsenaere et al., 2013). Une année pluvieuse exerce un impact conséquent sur les émissions de CO₂ dans l'atmosphère (Bauer et al., 2013). En 2018, la Sèvre aurait émise dans l'atmosphère trois fois plus de CID que l'ensemble des cours d'eau considérés en 2017 (Figure 35).



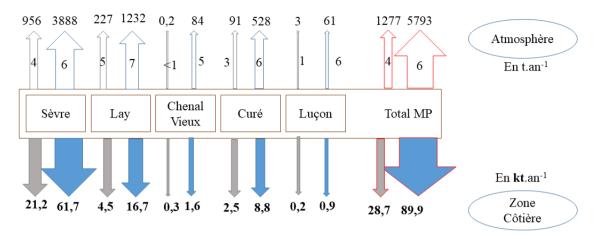


Figure 35 : Part du CID émise dans l'atmosphère (dégazée sous forme de CO₂) et apportée vers la zone côtière par chaque cours d'eau en 2017 (gris) et en 2018 (bleu), calculée à partir de la méthode décrite par Abril et al. (2000). Les flèches pleines représentent le CID exporté par les cours d'eau vers la zone côtière (en enlevant la part du DIC dégazée vers l'atmosphère). Les flèches vides représentent la part du CID dégazée par les cours d'eau vers l'atmosphère (les chiffres représentent le pourcentage du CID dégazé vers l'atmosphère parmi le CID apporté par les cours d'eau).

De la même manière, les émissions de CO₂ vers l'atmosphère sont plus conséquentes durant les périodes pluvieuses. La **Figure 36** met en évidence les flux moyens (par m²) de CO₂ vers l'atmosphère calculés à partir des pCO₂ de l'eau et de la paramétrisation d'un coefficient d'échange entre l'eau et l'air (voir Matériel et méthode §3.3.1). Cette méthode, différente de celle estimant les quantités de CID en excès dégazées en t.an⁻¹ (présentées dans la **Figure 35**) prenant en compte les débits estime donc les dégazages de CO₂ vers l'atmosphère par unité de surface de l'eau (et donc non fonction de la surface du bassin versant comme pour l'excès de CID).

En période hivernale, tous les cours d'eau de l'étude se comportent comme des sources de carbone vers l'atmosphère. En outre, comme supposé précédemment (voir \$Dynamique du carbone), et comme démontré par les études d'Abril and Borges (2005), les exutoires dont les BV sont occupés majoritairement par les terres arables sont ceux qui dégazent le plus de CO_2 vers l'atmosphère (*i.e.* Sèvre, Curé, Luçon, avec respectivement 51, 49 et 41 10^3 mmol.m⁻².an⁻¹, **Figure 36**). À titre de comparaison, les estuaires de la Gironde et de la Loire dégazent respectivement entre 18 et 40 mol.m⁻².an⁻¹ et entre 36 et 102 10^3 mmol.m⁻².an⁻¹ (Abril and Borges, 2005). La Sèvre et le Curé dégazent ainsi autant de CO_2 dans l'atmosphère que la Gironde sur une parcelle de 1 m². Pour autant, les quantités totales de CO_2 exportées par la Sèvre (**Figure 35**) représentent seulement 2% des dégazages de la Gironde avec environ 164 kt de CO_2 selon les travaux d'Abril (1999).



Les émissions de CO₂ en période d'étiage sont pour le Chenal vieux plus faibles, voire nulles ou négatives témoignant du comportement puits de ce cours d'eau durant ces périodes. Les flux en CO₂ varient en fonction de la température, de la qualité de l'eau et de l'activité biologique (Crosswell et al., 2017 ; Joesoef et al., 2017 ; Klaassen and Spilmont, 2012). Ainsi en période d'étiage, lorsque que les températures augmentent (favorisant la production primaire) et que la qualité de l'eau s'améliore (diminution de la turbidité), le chenal vieux devient un puits de carbone.

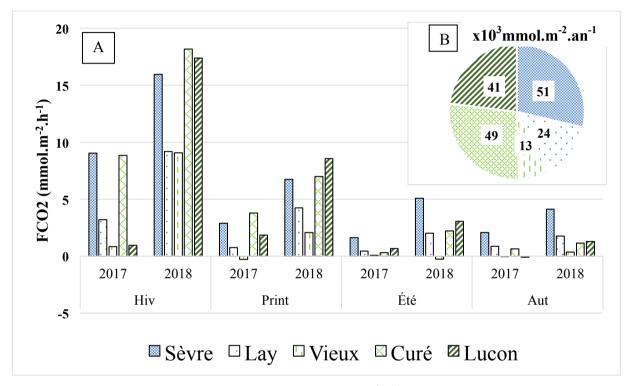


Figure 36: Flux de CO₂ vers l'atmosphère (en mmol.m⁻².h⁻¹, calculés par la méthode décrite dans le Matériel et méthode §3.3.1) par saison en 2017 et en 2018 en A). En B), moyennes annuelles (calculées sur les deux années, en 10³mmol.m⁻².an⁻¹) des flux de CO₂ vers l'atmosphère par chaque cours d'eau.



Parmi les paramètres mesurés, le Carbone représente plus de 80 % des exportations, et ce majoritairement sous forme inorganique. Les exports en nutriments et en carbone sont liés directement aux débits et donc à la taille des bassins versants (la Sèvre-Niortaise étant le plus grand exportateur) et aux conditions météorologiques (pluviométrie) qui peuvent changer d'une année à l'autre. L'occupation du sol (mise en culture du territoire), les saisons (pluviométrie, température), et les caractéristiques des estuaires (qualité de l'eau, du sédiment), influencent les apports mais aussi les émissions de CO₂ vers l'atmosphère. En hiver, tous les cours d'eau de l'étude se comportent comme des sources de CO₂. En revanche, en période d'étiage, certains cours d'eau tel que le chenal Vieux ou le canal de Luçon, peuvent fonctionner comme un puits de CO₂.

2.2. <u>Limitation des nutriments vis-à-vis de la production primaire et</u> modification des communautés phytoplanctoniques

Bien que les apports en nutriments aient été plus importants en 2018, aucune augmentation significative des moyennes saisonnière de chlorophylle a n'a été mise en évidence entre les deux années. Il est désormais reconnu que les phénomènes de bloom phytoplanctonique (et donc d'une augmentation en chlorophylle a) sont à la fois dus à un enrichissement général en nutriments mais aussi (et surtout) au déséquilibre dans les apports en azote, en phosphore et en silice (Billen and Garnier, 2007; Glé et al., 2008b). Or, durant les périodes pluvieuses, que ce soit en 2017 (Polsenaere et al., 2018) ou en 2018 (Figure 28), les exutoires et les points côtiers ont été limités par les phosphates. Cependant, hormis au Chenal Vieux, aucune corrélation significative n'a été mise en évidence entre les concentrations en chlorophylle a et les concentrations pour cet élément nutritif et ce probablement dû à la rapide assimilation et/ou adsorption des phosphates aux particules en suspension. En revanche, la corrélation négative obtenue pour la plupart des sites avec les concentrations en nitrates met en évidence l'utilisation de ce nutriment par le phytoplancton, qui devient limitant en été-automne (principalement pour les chenaux et les points côtiers) du fait de la diminution des apports fluviaux. Le schéma saisonnier dans la limitation des nutriments dans notre zone d'étude (Tableau 17) est assez proche des observations faites en baie de Vilaine (Souchu et al., 2018), dans le Bassin de Marennes d'Oléron (Soletchnik et al. 2017) ou dans le Mor Braz (Retho et al, 2019). Néanmoins, bien que le schéma de limitation des nutriments de 2018 (Tableau 17) reste comparable à celui de 2017 (Polsenaere et al., 2018), il peut s'en trouver modifié, lorsque les conditions hydrologiques présentent des écarts d'une année à l'autre (Retho et al., 2019).



Tableau 17: Schéma synthétique de la limitation du phytoplancton par les nutriments selon les saisons dans les exutoires du MP et dans la zone côtière BA-PB (2018).

	Hiver	Printemps	Eté	Automne
Chenaux et points côtiers	PID>D	PID>Dsi>NID		NID≈PID>Si
Estuaires			PID>NID>DSi	PID>NID≈DSi

Dans tous les cas, l'enrichissement en nutriment en hiver et au printemps entraine l'apparition de diatomées essentiellement qui de ce fait représentent plus de 40 % de la diversité phytoplanctonique (**Figure 24**). Ce phénomène est classiquement observé dans d'autres environnements estuariens ou dans des analyses expérimentales réalisées à l'aide de bio-essais (voir les travaux de Retho (2019)). L'apport en nutriments par les eaux douces jusque dans le PB peut entrainer une prolifération de diatomées comme observée en hiver 2018 avec un premier bloom de *Skeletonema* au point filière (131x10⁻³ Cellules.l⁻¹, REPHY). Les espèces appartenant au genre *Skeletonema*, qui supportent bien les températures basses (15°C, Kaeriyama et al. (2011) prolifèrent classiquement à la fin de l'hiver, et surtout lorsque ceux-ci sont très pluvieux (Piraud A. com.pers.).

Lorsque les débits diminuent, les chlorophycées (algues d'eau douce) ne sont plus apportées par les cours d'eau tandis les dinoflagellés augmentent que ce soit en terme de diversité ou en abondance (**Figure 24** et **Tableau 12**). Nous avons présumé qu'en période d'étiage, les processus internes (*e.g.* reminéralisation) sont susceptibles de reprendre le contrôle de la stœchiométrie des nutriments (voir §dynamique des nutriments). Ainsi la remise en disponibilité des nutriments (phosphates) en période estivale conjuguée à une période de faible courant, de fort ensoleillement et de température élevées ont favorisé l'efflorescence du dinoflagellé *Lepidodinium Chlorophorum* observé dans l'estuaire du Lay, dans le Chenal vieux et au niveau des points côtiers Lay et Sèvre aval en été 2018 (**Tableau 12**). Ce phénomène est souvent observé en été, à la fois dans les eaux turbides et dans les eaux plus claires de l'estuaire de la Loire et de la Vilaine (Siano et al., 2018 ; Sourisseau et al., 2016). Il est peut-être accompagné d'une coloration de l'eau en « vert fluorescent » typique de cette espèce (Sournia et al., 1992 ; Takishita et al., 2008) et peut-être à l'origine d'une diminution de la teneur en oxygène de l'eau (Sournia et al., 1992) et d'un affaiblissement des coquillages filtreurs (Alunno-Bruscia et al., 2011 ; Farcy et al., 2013). Il



est intéressant de noter que l'efflorescence de *L.chlorophorum* au niveau de ces sites côtiers s'est accompagnée ponctuellement d'une augmentation en chlorophylle *a* (18 et 20 µg.l⁻¹), en COT (3,9 et 4,6 mg.l⁻¹) et des pCO₂ (927 et 967 ppm), pouvant être liées à la remineralisation à la suite du bloom phytoplanctonique. La remise en suspension de la silice en période d'étiage est également susceptible d'engendrer une prolifération des diatomées comme ce qui a été observé en 2018 au niveau site Sèvre aval (*Thalassiosira levanderi/minima*, tableau 8) et dans le Pertuis Breton (*e.g.* blooms à *Leptocylindrus larges* ou *Chaetoceros*, résultats REPHY). Néanmoins, de fortes abondances en diatomées peuvent engendrer par la suite une diminution importante de la concentration en silice comme observée en fin de printemps dans le PB (*i.e.* blooms de *Chaetoceros* à plus de 3 millions de cellules.l⁻¹ le 06/06/18, puis une limitation « réelle » en silice observée le 14/06/2018, **Figure 28**).

En automne, les premiers apports d'eau douce semblent profiter principalement aux euglénophytes dans les chenaux (**Figure 24**). En effet, leur prolifération est un phénomène courant dans les masses d'eau peu profondes et eutrophes (Deb, 2016). Au contraire très peu de phytoplancton a été observé dans les estuaires et dans les points côtiers (**Tableau 12**). Ces résultats suggèrent que la diminution des périodes d'ensoleillement, associée aux chutes de température constitue le principal facteur de contrôle de la production primaire (Claquin et al., 2008; Kirk, 1994) à cette période.

L'enrichissement en nitrate, en période pluvieuse, a favorisé l'efflorescence de diatomées, très compétitives pour ce nutriment. Par conséquent, les exutoires du MP sont composés en majorité par les diatomées, et des blooms de *Skeletonema* sont fréquemment observés dans la zone côtière. Lorsque les débits diminuent, les nitrates ne sont plus apportés par les eaux douces, alors que les phosphates redeviennent biodisponibles dans la colonne d'eau. Les nitrates deviennent ainsi limitant, ce qui profite aux communautés de dinoflagellés, très compétitives vis-à-vis des sources nutritives. En automne l'arrivée des premières pluies entraine un lessivage du sol et donc un apport en nutriments. Néanmoins hormis la croissance d'euglénophytes dans les eaux peu profondes (chenaux), la croissance du phytoplancton reste limitée par les diminutions en température et en lumière.



III. QUALITE DE L'EAU ET RISQUE D'EUTROPHISATION

3.1. Qualité des cours d'eau

La qualité des matières organiques et oxydables (comprenant l'oxygène dissous, le carbone organique, et l'ammonium, estimée à partir des indices SEQ-Eau, voir Matériel et Méthode) varie de « médiocre » à « mauvaise » selon les sites et l'année (**Figure 37**). Le COT constitue le paramètre le plus déclassant dans cette catégorie (avec des valeurs de l'indice > 10, **Annexe 11** et **Annexe 12**). Les paramètres relatifs aux particules en suspension (MES + turbidité) mettent en évidence une qualité de l'eau « mauvaise » (valeurs de l'indice MES > 50) pour tous les sites en 2017 et 2018 (sauf le Curé en 2017, qui présente une qualité « moyenne », valeur de l'indice MES de 30, **Annexe 11** et **Annexe 12**).

La qualité des « nitrates » en 2017 est « Moyenne » (Lay et Chenal Vieux, **Figure 37**) à « Médiocre » (Sèvre, Curé et canal de Luçon, **Figure 37**). Elle passe en 2018 à « médiocre » pour le Lay et le Chenal Vieux, voir à « mauvaise » pour le Curé et le Canal de Luçon. Pour autant, la qualité du paramètre chlorophylle a + phéopigments s'améliore de 2017 à 2018 pour la Sèvre (de « mauvaise » à « moyenne »), et pour le Canal de Luçon (de « médiocre » à « moyenne », **Figure 37**). Elle s'altère cependant pour le canal du Curé passant de « moyenne » à « médiocre ».

Les matières azotées hors nitrates mettent en évidence une qualité allant de « médiocre » (pour le canal de Luçon et le Curé) à « bonne » (Sèvre) en 2017 et de « moyenne » (Lay et Curé) à « bonne » (Chenal Vieux, Sèvre et canal de Luçon) en 2018. Hormis le Lay, les cours d'eau étudiés ont ainsi vu leur qualité, vis-à-vis de ces paramètres augmenter entre 2017 et 2018 (**Figure 37**).

La qualité du paramètre phosphates est « bonne » pour l'ensemble des stations (sauf Luçon en 2017). La prise en compte du paramètre du phosphore total en 2018 induit une altération de la qualité de l'eau au regard des matières phosphorées passant de « bonne » à « moyenne » pour les chenaux (sauf le canal de Luçon), voir « mauvaise » pour les estuaires (valeurs de l'indice PT > 1, **Annexe 12**).



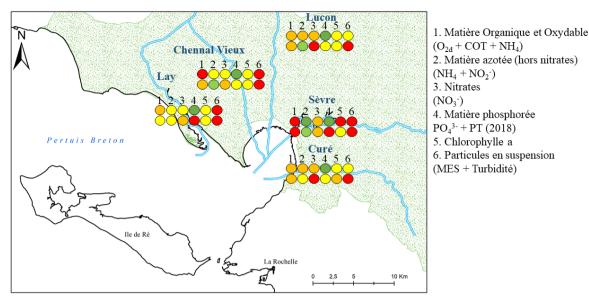


Figure 37: Qualité des cours d'eau durant 2017 et 2018 (indice SEQ-eau). La première ligne représente les indices de qualité calculés en 2017 et la deuxième en 2018.

La qualité de l'eau des estuaires et chenaux étudiés est mauvaise en raison principalement des particules en suspension, augmentant la turbidité. Une augmentation de la pluviométrie d'une année à l'autre entraine une altération de la qualité de l'eau au regard du paramètre des nitrates principalement. Cependant, uniquement le Curé a vu sa qualité de l'eau se dégrader au regard de l'indice chlorophylle a + phéopigments. Le Canal de Luçon présente un cas particulier avec une augmentation de la qualité des paramètres NH_4^+ et PO_4^{3-} entre les deux années. Les rejets de STEP suspectés sur ce cours d'eau en 2017 auraient ainsi été à l'origine de la mauvaise qualité observée durant cette année.

3.2. Qualité des masses d'eau côtières

L'indice LUSI (Flo et al., 2019) permet d'évaluer les pressions sur les zones côtières liées à l'eutrophisation. La Sèvre Niortaise-Baie de l'Aiguillon est la masse d'eau la plus influencée par les pressions continentales et/ou par sa faible capacité à diluer les apports d'eau douce. En effet, la baie de l'Aiguillon qui est caractérisée par des temps de renouvellement relativement longs (Le Moine, 2018) est en outre très influencée par les apports en nutriments en provenance de la Sèvre Niortaise comme vu précédemment. La masse d'eau de la Baie de l'Aiguillon présente ainsi un indice LUSI (Flo et al., 2019) élevé (6,25), suivi de la masse d'eau Le Lay (5) et dans une moindre mesure le Pertuis Breton (3, **Tableau 18**). Ces résultats suggèrent que les apports de la Sèvre Niortaise exercent un impact plus marqué sur la qualité de la masse d'eau qui s'en suit que le Lay. En effet, la qualité de la masse d'eau de transition (MET) de la Sèvre Niortaise-Baie de l'Aiguillon (au



regard de la DCE) est qualifiée de « moyenne » en comparaison avec celle du Lay qualifiée de « bonne ».

Tableau 18: Calcul du Land Uses Simplified Index (LUSI) et état écologique des masses d'eau (résultats 2012-2016)

	Pression	Pressions					Impact
Masse d'eau Occupation du sol		ol	Rivière	Facteur de correction	LUSI	Bilan DCE: Etat écologique 2016	
	Score U	Score A	Score I	Score S			
Sèvre	1	2	0	2	1,25	6,25	Moyen
Lay	1	1	0	2	1,25	5	Bon
Pertui s B	1	1	0	1	1	3	Bon

^a: envlit.ifremer.fr

Tableau 19: Bilan des masses d'eau de transition (Le Lay et la Sèvre Niortaise) et côtière (Pertuis Breton) au titre de la DCE sur la période 2012-2018. Classe de qualité « Très bon » : bleu ; « Bon » : vert.

		Pertuis Breton		
	2012 -2016 ^a	2017	2018	
<u>Biologie</u>				
Chlorophylle a (chla)	*	Biomasse $\leq 5 \mu.1^{-1}$; EQR \geq		
		0,6	57	
<u>Chimie</u>				
O2				
Transparence	[30-45] EQR > 0.67			
Nutriments	[NID] ₃₃ > 29 μ M ; EQR <i>chla</i> \geq « bon état »			

^a: envlit.ifremer.fr

Le pertuis Breton constitue une masse d'eau homogène, de bonne qualité (**Tableau 19**), sans prendre en compte la qualité chimique, qui déclasse la qualité de la masse d'eau à « mauvaise » à cause du paramètre tributylétain (TBT) dans le biote². Elle est peu influencée par les apports d'eau douce d'origine anthropique. C'est surtout de façon ponctuelle, qu'une influence d'origine terrestre s'exerce sur cette masse d'eau, lors de fortes crues. Ces eaux douces riches en nutriments peuvent être propices à l'efflorescence de phytoplancton si les conditions sont favorables à leur croissance. Bien que l'indice chlorophylle *a* démontre une qualité « Très bonne » de la masse d'eau, certains blooms phytoplanctoniques ont été observés au niveau des filières. Par exemple en 2018, alors qu'un épisode de dessalure a été

-

^{* :} Etat prenant en compte la chlorophylle a + abondance du phytoplancton

² envlit.ifremer.fr



observé en avril, un bloom de *Skeletonema* a été observé à plus de 2 millions de cellules par litre.

3.3. Risque d'eutrophisation dans la zone côtière

L'indice ICEP (Indicator for Coastal Eutrophication Potential, Billen and Garnier 2007) permet de donner une indication sur les potentielles proliférations de phytoplanctons non siliceux et donc sur une potentielle eutrophisation de la zone côtière. La période à prendre en considération lors du calcul de l'ICEP est un sujet à discussion (Billen and Garnier, 2007). Dans cette étude, l'ICEP est calculé à la fois sur l'année 2017 et 2018. Tous les cours d'eau de l'étude présentent une valeur d'ICEP positive calculée à l'aide des flux d'azote et de silice (Billen and Garnier, 2007; **Tableau 20**). Ces valeurs sont plus importantes pour le Curé et la Sèvre, dont les bassins versants sont les plus impactés par l'agriculture. A l'inverse, l'ICEP calculé à partir des flux de phosphore et de silice est négatif ou nul.

Tableau 20: Indicateur du potentiel d'eutrophisation côtière (ICEP) calculé à partir des flux relatifs d'azote et de silice en 2018 et en 2017 (en kg.km⁻².jours⁻¹).

ICEP (kg.km ⁻² .jours ⁻¹) 2018; 2017	N-ICEP	P-ICEP
Lay	28;4	-7 ; - 1
Sèvre	53;11	-8 ; - 2
Chenal Vieux	37 ; 4	-13 ; - 2
Luçon	7;1	-1;0
Curé	62;11	-5 ; - 2

A l'heure actuelle, un grand nombre d'estuaire d'Europe présente des valeurs de N-ICEP positives (par exemple, N-ICEP moyen en Bretagne > 30 kg.km⁻².jours⁻¹; Howarth et al. (2011), entre 5 et 25 kg.km⁻².jours⁻¹ en Normandie; Garnier et al. (2019)). Dans notre étude, les valeurs du N-ICEP augmentent d'autant plus que les flux d'azote sont importants (*e.g.* cas d'une année pluvieuse, 2018, **Tableau 20**). Ces résultats indiquent un fort potentiel d'eutrophisation dû à un excès d'azote sur la zone étudiée. Plus précisément ces résultats suggèrent une probabilité élevée d'efflorescence d'algues nuisibles non siliceuses (Billen and Garnier, 2007) dans les eaux marines côtières, et ce surtout lors d'une année pluvieuse. Dans notre étude des blooms à *Lepidodinium chlorophorum* (dinoflagellé) ont été observés dans les zones côtières en aval des fleuves. Néanmoins les diatomées restent les plus



présentes et sont également impliquées dans les processus d'efflorescence durant la période estivale.

Les bassins fortement impactés par l'agriculture entrainent des apports importants en nitrates principalement, et une dégradation de la qualité de l'eau des exutoires qui en découle au regard des paramètres nitrates. Les flux en azote largement supérieures au flux en silice entrainent un déséquilibre des rapports stœchiométriques, ce qui, conjugué à la faible capacité à diluer les apports d'eau douce (d'après les indices LUSI), rend l'écosystème côtier (BA + partie aval du Lay) potentiellement vulnérable à l'eutrophisation et à l'efflorescence d'espèces phytoplanctoniques nuisibles, à l'image des fortes valeurs de N-ICEP obtenues. Néanmoins, bien que des blooms phytoplanctoniques sont parfois recensés dans le PB, la qualité de la masse d'eau reste « bonne ».



CONCLUSION

Les cours d'eau du Marais poitevin se distinguent par des concentrations élevées en azote inorganique dissous (essentiellement nitrate) en lien direct avec l'occupation du sol des bassins versants. L'anthropisation par la mise en culture du territoire implique une augmentation des concentrations en nitrates en zone côtière principalement pendant les périodes pluvieuses. Les nitrates constituent ainsi l'un des paramètres les plus déclassant de la qualité de l'eau des exutoires du MP, et font de la zone côtière une zone sensible au phénomène d'eutrophisation. Néanmoins les faibles concentrations en phosphates observées durant cette étude font de cet élément nutritif le facteur limitant la production primaire principalement en période pluvieuse. En période estivale, la diminution des apports d'eau douce associée aux apports en phosphates et en silice par le sédiment entraine une limitation de la production primaire par les nitrates. La turbidité semble également limiter la production primaire dans les estuaires (et surtout la Sèvre) du fait de la diminution de la lumière disponible aux communautés phytoplanctoniques et les chenaux moins turbides offrent ainsi de meilleures conditions aux développements phytoplanctoniques. Ceux-ci (surtout le Chenal Vieux) peuvent ainsi fonctionner en période estivale comme des puits de CO₂ atmosphérique. En revanche en période pluvieuse, du fait des apports en CO₂ conséquents, liés à la mise en culture du territoire et au lessivage des sols, tous les exutoires du MP se caractérisent comme des sources de CO₂ vers l'atmosphère, tout comme la zone côtière devenant hétérotrophe en cette période. Les concentrations en silicates tout comme le CID évoluent en lien direct avec la géologie du sol (Bassin Aquitain/Massif Armoricain) et les processus biologiques/physico-chimiques pouvant varier selon les exutoires. En raison de la composition très carbonatée du bassin versant de la Sèvre, les apports d'eau douce de celle-ci engendrent une augmentation de l'alcalinité du Pertuis Breton.

Les exutoires du MP se sont révélés enrichis en MES qui constitue un des facteurs déclassant la qualité de l'eau. Néanmoins du fait du fort taux de sédimentation dans la zone d'étude ainsi que des activités biologiques des mollusques filtreurs, un fort gradient de concentration en particules en suspension apparait de la côte vers le large et la qualité de la masse d'eau côtière du PB s'est révélée « Très bonne » au regard du paramètre « transparence » de la DCE. L'estuaire de la Sèvre montre un profil saisonnier particulier au regard des particules en suspension du fait du déplacement du bouchon vaseux en amont et en aval. Ce bouchon vaseux engendre une remise en suspension importante de la crème de



vase, riche en phosphore et en carbone organique, ce qui déclasse la qualité de l'eau de la Sèvre Niortaise en « mauvaise ».

L'occupation du sol et les caractéristiques physico-chimiques des estuaires influencent donc la qualité de l'eau, les débits conditionnant les exports en zone côtière. La Sèvre et le Lay constituent les principaux exportateurs d'éléments terrigènes en BA-PB, principalement en période pluvieuse. Une pluviométrie plus importante d'une année à l'autre entraine de fortes différences dans la quantité des exports vers la zone côtière, mais aussi en terme de dégazage vers l'atmosphère (CO₂).

Les observations de cette étude ont ainsi permis d'appréhender les évolutions qualitative et quantitative des apports d'eau douce sous l'influence des usages du sol et du climat et leurs évolutions dans la zone côtière. Les deux années d'étude ont permis de fournir des éléments de discussion sur une échelle temporelle suffisante pour y étudier les variations saisonnières mais aussi interannuelles entre 2017 et 2018, deux années contrastées en terme de pluviométrie. En matière de qualité de l'eau, la préoccupation des pouvoirs publics et des gestionnaires de l'eau a conduit à une réduction drastique des apports en phosphates par les eaux douces. À l'heure actuelle, différentes études se penchent sur les méthodes de gestion pouvant à terme limiter les apports en azote, comme notamment l'intérêt de couverts implantés (e.g. plantation de semence de trèfle blanc en simultanée avec la mise en culture), pouvant réduire de 50 à 75 % les fuites nitriques par lessivage.

Cette méthode pourrait également être utilisée dans le suivi des pesticides du MP vers la zone côtière. En effet, alors que la masse d'eau côtière du PB démontre une qualité « Bonne » au regard du paramètre « nutriment », l'état chimique de la masse d'eau est détérioré vis-à-vis du paramètre tributylétain présent dans le biote. L'apport en pesticides par des eaux douces impliquerait donc une détérioration de la zone côtière. L'analyse de la qualité des sédiments ainsi que l'étude des flux sédiments - colonne d'eau apparaissent également comme des études complémentaires dans la compréhension des cycles biologiques et dans le fonctionnement de la chaine trophique.

Enfin, notre étude a permis de fournir des premières estimations de flux de CO₂ des exutoires vers l'atmosphère. Elle a permis en outre de déterminer les sources mais aussi les puits de CO₂ en lien avec les différents facteurs pouvant les définir. La mise en place de la technique d'Eddy covariance dans la zone d'étude Marais poitevin-Baie de l'Aiguillon prévue fin 2020, début 2021 dans le cadre du projet La Rochelle Territoire Zéro Carbone



(LRTZC) apportera très certainement des données à grande échelle quant aux processus de production primaire / respiration de l'écosystème via l'étude des flux de CO₂ aux échelles tidale, diurne, saisonnière, annuelle et interannuelle.

RESUME

Les zones côtières en raison de leur statut d'interface entre les continents, les océans et l'atmosphère constituent un environnement particulièrement actif et impliqué dans les cycles biogéochimiques. Elles sont le réceptacle de molécules particulaires et dissoutes véhiculées par les rivières et impliquées à la fois dans la chaine trophique et dans les phénomènes d'eutrophisation ou de toxicité. Cette étude a pour objectif d'étudier la dynamique des nutriments et du carbone au niveau d'un continuum terrestre-aquatique formé par le Marais poitevin (MP), la Baie de l'Aiguillon (BA) et le Pertuis Breton (PB). L'étude a été réalisée sur deux années (2017 et 2018) contrastées en terme de pluviométrie. Au total, huit sites (deux estuaires, trois chenaux et trois points côtiers) ont été échantillonnés (bi)mensuellement afin d'intégrer au mieux les variations spatio-temporelles et facteurs de contrôle associés. En terme de quantité, une année pluvieuse a engendré une augmentation des apports en nutriments en carbone vers la zone côtière (e.g. 1051 et 17139 de tonnes de NID.an⁻¹ en 2017 et en 2018 respectivement). Les apports ont été directement liés aux débits de la Sèvre et du Lay qui présentent les plus grands bassins versants et constituent les deux plus grands exportateurs vers la zone côtière de la Baie de l'Aiguillon et du Pertuis Breton (entre 43 et 74 % pour la Sèvre ; 15 et 51 % pour le Lay). Les débits plus importants ont engendré une augmentation des concentrations en nitrates et en CO₂ principalement pour tous les cours d'eau de l'étude, du fait du lessivage des sols (agricoles). La qualité de l'eau a été dégradée d'une année à l'autre du fait de l'augmentation de la concentration en nitrates (valeurs maximales de 950 µmol.1⁻¹ en 2018; 818 µmol.1⁻¹ en 2017). La Sèvre, le Curé et le Canal de Lucon dont les bassins versant sont majoritairement constitués de terres arables ont démontré par ailleurs les plus fortes concentrations en azote inorganique dissous (NID) en période hivernale (591 \pm 214 ; 783 \pm 248 et 479 \pm 377 µmol.1 ¹ respectivement). De fortes mais ponctuelles concentrations en NID, associées à des épisodes de dessalure ont été par ailleurs observées dans la zone côtière témoignant de l'influence des apports terrestres. Les substrats géologiques des bassins versants influencent également la qualité de l'eau retrouvée dans les exutoires mais aussi dans la zone côtière.



Les sols carbonatés et calcaires associés au Bassin Aquitain ont engendré de fortes concentrations en CID et une hausse de l'alcalinité dans la Sèvre, le Canal de Luçon et du Curé (moyennes hivernales en CID de 4.3 ± 0.3 et 4.2 ± 1.0 et 5.1 ± 0.4 mmol.l⁻¹ en 2018 respectivement). Au contraire, le lessivage des roches riches en silice des bassins versants du Lay et du Chenal vieux ont entrainé un apport en silice en période pluvieuse. Très peu de phosphates sont apportés par le MP. La période estivale a été marquée quelle que soit l'année par une chute des apports en nitrates, bien que des blooms de Lepidodinium Chlorophorum aient été recensés. Durant cette période, les estuaires (et surtout la Sèvre) ont été caractérisés par des concentrations en matière en suspension élevées (movennes estivales en MES de $3000 \pm 1813 \text{ mg.l}^{-1}$ en 2017; $6430 \pm 3973 \text{ mg.l}^{-1}$ en 2018 pour la Sèvre), et des pressions partielles en CO₂ élevées (pCO₂ 3384 ± 394 ppm et 3402 ± 1180 ppm) du fait de la minéralisation intense de la matière organique, associée à la présence d'un bouchon vaseux. A contrario, les chenaux ont été caractérisés par des pCO2 plus faibles (e.g. 501 ± 541 ppm et 477 \pm 264 ppm au chenal Vieux) probablement dues à la production primaire (e.g. chlorophylle a au chenal vieux en été: 32 ± 24 ug.l⁻¹ en 2017 et 25 ± 16 ug.l⁻¹ en 2018). Le schéma saisonnier dans la limitation des nutriments n'a pas été modifié par les changements climatiques entre les deux années. Les nutriments apportés par le MP n'ont été que rarement « réellement limitants » dans la zone côtière du fait des apports en eau douce. Conjugué à la faible capacité à diluer les apports (indice LUSI), l'écosystème côtier (BA, PB) a été défini comme vulnérable à l'eutrophisation et à l'efflorescence d'espèces phytoplanctoniques nuisibles (indice ICEP). Cependant suite à la prolifération de diatomées, la silice a pu devenir « réellement limitante », comme observée au point filière en 2018. Enfin, cette étude a permis d'estimer pour la première fois les apports en CO₂ vers l'atmosphère. Ceux-ci ont été plus importants dans les exutoires influencés par les cultures (i.e. Sèvre, Luçon, Curé avec une moyenne annuelle de 51; 41 et 49 10³mmol.m⁻².an⁻¹) et lorsque les cumuls de pluies annuels a augmenté (1277 et 5793 t.an⁻¹ en 2017 et en 2018 respectivement).



REFERENCES

- Abril, G., 1999. Dynamique du carbone dans les estuaires européens : processus de minéralisation et transfert continent-ocean-atmosphère (thesis). Bordeaux 1.
- Abril, G., Borges, A.V., 2005. Carbon Dioxide and Methane Emissions from Estuaries, in: Tremblay, A., Varfalvy, L., Roehm, C., Garneau, M. (Eds.), Greenhouse Gas Emissions Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments, Environmental Science. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 187–207. https://doi.org/10.1007/978-3-540-26643-3_8
- Abril, G., Etcheber, H., Borges, A.V., Frankignoulle, M., 2000. Excess atmospheric carbon dioxide transported by rivers into the Scheldt estuary. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Series IIA Earth and Planetary Science 330, 761–768. https://doi.org/10.1016/S1251-8050(00)00231-7
- Abril, G., Nogueira, M., Etcheber, H., Cabeçadas, G., Lemaire, E., Brogueira, M.J., 2002. Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 54, 241–262. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0844
- Abril, G, Nogueira, M., Etcheber, H., Cabeçadas, G., Lemaire, E., Brogueira, M.J., 2002. Behaviour of Organic Carbon in Nine Contrasting European Estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 54, 241–262. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0844
- Alheit, J., Möllmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P., Mohrholz, V., Wasmund, N., 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. ICES J Mar Sci 62, 1205–1215. https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.04.024
- Alunno-Bruscia, M., Bourlès, Y., Maurer, D., Robert, S., Mazurié, J., Gangnery, A., Goulletquer, P., Pouvreau, S., 2011. A single bio-energetics growth and reproduction model for the oyster Crassostrea gigas in six Atlantic ecosystems. Journal of Sea Research, The AquaDEB project (phase II): what we've learned from applying the Dynamic Energy Budget theory on aquatic organisms 66, 340–348. https://doi.org/10.1016/j.seares.2011.07.008
- Aminot, A., Guillaud, J.-F., Andrieux-Loyer, F., Kérouel, R., Cann, P., 1998. Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. Oceanologica Acta 21, 923–935. https://doi.org/10.1016/S0399-1784(99)80016-4
- Bauer, James E, Cai, W.-J., Raymond, P.A., Bianchi, T.S., Hopkinson, C.S., Regnier, P.A.G., 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. Nature 504, 61.
- Bauer, James E., Cai, W.-J., Raymond, P.A., Bianchi, T.S., Hopkinson, C.S., Regnier, P.A.G., 2013. The changing carbon cycle of the coastal ocean. Nature 504, 61–70. https://doi.org/10.1038/nature12857
- Billen, G., Garnier, J., 2007. River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-siliceous algae. Marine Chemistry, Special issue: Dedicated to the memory of Professor Roland Wollast 106, 148–160. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.12.017
- Blomqvist, S., Gunnars, A., Elmgren, R., 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. Limnology and Oceanography 49, 2236–2241. https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2236
- Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P., 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. Journal of Sea Research, Trophic significance of microbial biofilm in tidal flats 92, 115–124. https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.02.011



- Boé, J., Terray, L., Martin, E., Habets, F., 2009. Projected changes in components of the hydrological cycle in French river basins during the 21st century. Water Resources Research 45. https://doi.org/10.1029/2008WR007437
- Borges, A.V., Schiettecatte, L.-S., Abril, G., Delille, B., Gazeau, F., 2006. Carbon dioxide in European coastal waters. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Trace gases in the European coastal zone 70, 375–387. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.05.046
- Borges, A. V., Delille, B., Frankignoulle, M., 2005. Budgeting sinks and sources of CO2 in the coastal ocean: Diversity of ecosystem counts. Geophysical Research Letters 32, 1–4. https://doi.org/10.1029/2005GL023053
- Butman, D., Raymond, P.A., 2011. Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States. Nature Geosci 4, 839–842. https://doi.org/10.1038/ngeo1294
- Canton, M., 2009. Dynamique des éléments biogènes dans le continuum fluvio-estuarien de la zone hydrologique d'influence du Bassin d'Arcachon (thesis). Bordeaux 1.
- Canton, M., Anschutz, P., Coynel, A., Polsenaere, P., Auby, I., Poirier, D., 2012a. Archimer 107, 361–377.
- Canton, M., Anschutz, P., Poirier, D., Chassagne, R., Deborde, J., Savoye, N., 2012b. The buffering capacity of a small estuary on nutrient fluxes originating from its catchment (Leyre estuary, SW France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 99, 171–181. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.030
- Carey, J.C., Fulweiler, R.W., 2014. Silica uptake by Spartina—evidence of multiple modes of accumulation from salt marshes around the world. Front. Plant Sci. 5. https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00186
- Carey, R., Migliaccio, K., 2009. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review. Environmental management 44, 205–17. https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5
- Chaumillon, E., Blanloeil, J., 2018. Etude initale des évolutions morphologiques de la baie de l'Aiguillon (Rapport d'étude).
- Claquin, P., Probert, I., Lefebvre, S., Veron, B., 2008. Effects of temperature on photosynthetic parameters and TEP production in eight species of marine microalgae. Aquatic Microbial Ecology 51, 1–11. https://doi.org/10.3354/ame01187
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Marine Ecology Progress Series 210, 223–253. https://doi.org/10.3354/meps210223
- Coci, M., Riechmann, D., Bodelier, P.L.E., Stefani, S., Zwart, G., Laanbroek, H.J., 2005. Effect of salinity on temporal and spatial dynamics of ammonia-oxidising bacteria from intertidal freshwater sediment. FEMS Microbiol Ecol 53, 359–368. https://doi.org/10.1016/j.femsec.2005.01.016
- Cole, J.J., Caraco, N.F., Kling, G.W., Kratz, T.K., 1994. Carbon Dioxide Supersaturation in the Surface Waters of Lakes. Science 265, 1568–1570. https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1568
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E., 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. Science 323, 1014–1015. https://doi.org/10.1126/science.1167755
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change 26, 152–158. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002
- Crosswell, J.R., Anderson, I.C., Stanhope, J.W., Dam, B.V., Brush, M.J., Ensign, S., Piehler, M.F., McKee, B., Bost, M., Paerl, H.W., 2017. Carbon budget of a shallow, lagoonal estuary: Transformations and source-sink dynamics along the river-estuary-ocean



- continuum. Limnology and Oceanography 62, S29–S45. https://doi.org/10.1002/lno.10631
- David Devreker, Lefebvre, A., 2018. Évaluation du descripteur 5 « Eutrophisation » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM. ODE/LITTORAL/LER.BL/17.08.
- Deb, S., 2016. Dynamics of Euglena bloom growing in a pond ecosystem at Madhuraghat floodplain area near Barak River, Southern Assam, North-East India. International Journal of Pharma Sciences and Scientific Research 2, 217–222.
- Deborde, J., Anschutz, P., Chaillou, G., Etcheber, H., Commarieu, M., Lecroart, P., Abril, G., 2007. The Dynamics of Phosphorus in Turbid Estuarine Systems: Example of the Gironde Estuary (France). Limnology and Oceanography LIMNOL OCEANOGR 52, 862–872. https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.2.0862
- Degré, D., 2006. Réseau trophique de l'anse de l'Aiguillon : dynamique et structure spatiale de la macrofaune et des limicoles hivernants (thesis). La Rochelle.
- Deirmendjian, L., Loustau, D., Augusto, L., LAFONT, S., Chipeaux, C., Poirier, D., Abril, G., 2018. Hydro-ecological controls on dissolved carbon dynamics in groundwater and export to streams in a temperate pine forest. Biogeosciences 15, 669–691. https://doi.org/10.5194/bg-15-669-2018
- Del Amo, Y., Quéguiner, B., Tréguer, P., Breton, H., Lampert, L., 1997. Impacts of highnitrate 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, 225–237. https://doi.org/10.3354/meps161213
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading Consequences Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. Science 321, 926–929.
- Dickson, A.G., 1990. Standard potential of the reaction: AgCl(s) + 12H2(g) = Ag(s) + HCl(aq), and and the standard acidity constant of the ion HSO4- in synthetic sea water from 273.15 to 318.15 K 22, 113–127. https://doi.org/10.1016/0021-9614(90)90074-Z
- Dickson, A.G., Millero, F.J., 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers 34, 1733–1743. https://doi.org/10.1016/0198-0149(87)90021-5
- Ducharne, A., Sylvain Théry, Pascal Viennot, Ledoux, E., Eric Gomez, Michel Déqué, 2003. Influence du changement climatique sur l'hydrologie du bassin de la Seine. VertigO la revue électronique en sciences de l'environnement. https://doi.org/10.4000/vertigo.3845
- EPMP, 2015. Atlas du Marais poitevin.
- Farcy, E., Burgeot, T., Haberkorn, H., Auffret, M., Lagadic, L., Allenou, J.-P., Budzinski, H., Mazzella, N., Pete, R., Heydorff, M., Menard, D., Mondeguer, F., Caquet, T., 2013. An integrated environmental approach to investigate biomarker fluctuations in the blue mussel Mytilus edulis L. in the Vilaine estuary, France. Environ Sci Pollut Res 20, 630–650. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1316-z
- Feng, H., Kirk Cochran, J., J. Hirschberg, D., 2002. Transport and sources of metal contaminants over the course of tidal cycle in the turbidity maximum zone of the Hudson River estuary. Water Research 36, 733–743. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00268-8
- Flo, E., Garcés, E., Camp, J., 2019. Land Uses Simplified Index (LUSI): Determining Land Pressures and Their Link With Coastal Eutrophication. Front. Mar. Sci. 6. https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00018



- Gardner, W.S., McCarthy, M.J., An, S., Sobolev, D., Sell, K.S., Brock, D., 2006. Nitrogen fixation and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) support nitrogen dynamics in Texas estuaries. Limnology and Oceanography 51, 558–568. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1 part 2.0558
- Garnier, J., Riou, P., Le Gendre, R., Ramarson, A., Billen, G., Cugier, P., Schapira, M., Théry, S., Thieu, V., Ménesguen, A., 2019. Managing the Agri-Food System of Watersheds to Combat Coastal Eutrophication: A Land-to-Sea Modelling Approach to the French Coastal English Channel. Geosciences 9, 441.
- Gattuso J.-P., 1998. Carbon and Carbonate Metabolism in Coastal Aquatic Ecosystems Author (s): J.-P. Gattuso, M. Frankignoulle and R. Wollast Source: Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 29 (1998), pp. 405-434 Published by: Annual Reviews Stable URL: Annual Reviews 29, 405-434.
- Glé, C., Del Amo, Y., Sautour, B., Laborde, P., Chardy, P., 2008a. Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 76, 642–656. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.043
- Glé, C., Del Amo, Y., Sautour, B., Laborde, P., Chardy, P., 2008b. Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). Estuarine, Coastal and Shelf Science, Submarine groundwater discharge studies along the Ubatuba coastal area in south-eastern Brazil 76, 642–656. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.043
- Gran, G., 1952. Determination of the equivalence point in potentiometric titrations. Part II. Analyst 77, 661–671. https://doi.org/10.1039/AN9527700661
- Guillaud, J.-F., Aminot, A., Delmas, D., Gohin, F., Lunven, M., Labry, C., Herbland, A., 2008. Seasonal variation of riverine nutrient inputs in the northern Bay of Biscay (France), and patterns of marine phytoplankton response. Journal of Marine Systems, Oceanography of the Bay of Biscay 72, 309–319. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.03.010
- Hitchcock, J.N., Mitrovic, S.M., 2015. Highs and lows: The effect of differently sized freshwater inflows on estuarine carbon, nitrogen, phosphorus, bacteria and chlorophyll a dynamics. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Changes to processes in estuaries and coastal waters due to intense multiple pressures 156, 71–82. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.12.002
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D.J., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R., Billen, G., 2011a. Coupled biogeochemical cycles: Eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 9, 18–26. https://doi.org/10.1890/100008
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D.J., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R., Billen, G., 2011b. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 9, 18–26. https://doi.org/10.1890/100008
- 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, 364. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1 part 2.0364
- Hunt, C.W., Salisbury, J.E., Vandemark, D., 2014. CO2 Input Dynamics and Air–Sea Exchange in a Large New England Estuary. Estuaries and Coasts 37, 1078–1091. https://doi.org/10.1007/s12237-013-9749-2
- Ihaka, R., Gentleman, R., 1996. R: A Language for Data Analysis and Graphics. Journal of Computational and Graphical Statistics 5, 299–314. https://doi.org/10.1080/10618600.1996.10474713



- Jarvie, H.P., Sharpley, A.N., Scott, J.T., Haggard, B.E., Bowes, M.J., Massey, L.B., 2012. Within-River Phosphorus Retention: Accounting for a Missing Piece in the Watershed Phosphorus Puzzle. Environ. Sci. Technol. 46, 13284–13292. https://doi.org/10.1021/es303562y
- Jeffrey, L.C., Santos, I.R., Tait, D.R., Makings, U., Maher, D.T., 2018. Seasonal Drivers of Carbon Dioxide Dynamics in a Hydrologically Modified Subtropical Tidal River and Estuary (Caboolture River, Australia). Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 123, 1827–1849. https://doi.org/10.1029/2017JG004023
- Joesoef, A., Kirchman, D.L., Sommerfield, C.K., Cai, W.-J., 2017. Seasonal variability of the inorganic carbon system in a large coastal plain estuary. Biogeosciences 14, 4949–4963. https://doi.org/10.5194/bg-14-4949-2017
- Johnson, L., Richards, C., Host, G., Arthur, J., 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. Freshwater Biology 37, 193–208. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-539.x
- Joyeux, E., Corre, F., 2013. Plan de gestion 2013-2022, Reserve Naturelle Baie de l'Aiguillon (Rapport ONCFS).
- Kaeriyama, H., Katsuki, E., Otsubo, M., Machiko, Y., Ichimi, K., Kuninao, T., Harrison, P.J., 2011. Effects of temperature and irradiance on growth of strains belonging to seven Skeletonema species isolated from Dokai Bay, southern Japan. European Journal of Phycology 46, 113–124.
- Kirk, J.T.O., 1994. Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press.
- Klaassen, W., Spilmont, N., 2012. Inter-annual variability of CO2 exchanges between an emersed tidal flat and the atmosphere. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Recent advances in biogeochemistry of coastal seas and continental shelves 100, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.002
- Krumins, J.A., van Oevelen, D., Bezemer, T.M., De Deyn, G.B., Hol, W.H.G., van Donk, E., de Boer, W., de Ruiter, P.C., Middelburg, J.J., Monroy, F., Soetaert, K., Thébault, E., van de Koppel, J., van Veen, J.A., Viketoft, M., van der Putten, W.H., 2013. Soil and Freshwater and Marine Sediment Food Webs: Their Structure and Function. BioScience 63, 35–42. https://doi.org/10.1525/bio.2013.63.1.8
- La Jeunesse, I., 2001. Etude intégrée dynamique du phosphore dans le système bassin versant-lagune de Thau. Université d'Orléans.
- Lannuzel, R., 2018. 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.
- Lanoux, A., Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Chabaud, G., Richard, M., Abril, G., 2013. Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). Environ. Sci.: Processes Impacts 15, 585–595. https://doi.org/10.1039/C2EM30874F
- Laruelle, G.G., Dürr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V., 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. https://doi.org/10.1029/2010GL043691
- 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.
- Le Moine, O., 2018. Temps de renouvellement des masses d'eau des Pertuis Charentais. Note méthodologique. R.INT.ODE/UL/LERPC.
- Lee, K., Kim, T.W., Byrne, R.H., Millero, F.J., Feely, R.A., Liu, Y.M., 2010. The universal ratio of boron to chlorinity for the North Pacific and North Atlantic oceans.



- Geochemica et Cosmochimica Acta 74, 1801–1811. https://doi.org/10.1016/j.gca.2009.12.027
- Lee, K., Tong, L.T., Millero, F.J., Sabine, C.L., Dickson, A.G., Goyet, C., Park, G.-H., Wanninkhof, R., Feely, R.A., Key, R.M., 2006. Global relationships of total alkalinity with salinity and temperature in surface waters of the world's oceans. Geophysical Research Letters 33. https://doi.org/10.1029/2006GL027207
- Lewis, E., Wallace, D., Allison, L.J., 1998. Program developed for CO{sub 2} system calculations (No. ORNL/CDIAC-105). Brookhaven National Lab., Dept. of Applied Science, Upton, NY (United States); Oak Ridge National Lab., Carbon Dioxide Information Analysis Center, TN (United States). https://doi.org/10.2172/639712
- Liu, S.M., Qi, X.H., Li, X., Ye, H.R., Wu, Y., Ren, J.L., Zhang, J., Xu, W.Y., 2016. Nutrient dynamics from the Changjiang (Yangtze River) estuary to the East China Sea. Journal of Marine Systems, Changjiang (Yangtze River) Estuary and Adjacent Marine Environment 154, 15–27. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2015.05.010
- Maavara, T., Lauerwald, R., Regnier, P., Cappellen, P.V., 2017. Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. Nat Commun 8, 1–10. https://doi.org/10.1038/ncomms15347
- Maavara, T., Parsons, C.T., Ridenour, C., Stojanovic, S., Dürr, H.H., Powley, H.R., Cappellen, P.V., 2015. Global phosphorus retention by river damming. PNAS 112, 15603–15608. https://doi.org/10.1073/pnas.1511797112
- Malet, N., Sauriau, P.-G., Ryckaert, M., Malestroit, P., Guillou, G., 2008. Dynamics and sources of suspended particulate organic matter in the Marennes-Oléron oyster farming bay: Insights from stable isotopes and microalgae ecology. Estuarine, Coastal and Shelf Science 78, 576–586. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.11.001
- Marescaux, A., Thieu, V., Borges, A.V., Garnier, J., 2018. Seasonal and spatial variability of the partial pressure of carbon dioxide in the human-impacted Seine River in France. Sci Rep 8, 1–14. https://doi.org/10.1038/s41598-018-32332-2
- Mehrbach, C., Culberson, C.H., Hawley, J.E., Pytkowicx, R.M., 1973. Measurement of the Apparent Dissociation Constants of Carbonic Acid in Seawater at Atmospheric Pressure1. Limnology and Oceanography 18, 897–907. https://doi.org/10.4319/lo.1973.18.6.0897
- Meybeck, M., 1993. Riverine transport of atmospheric carbon: Sources, global typology and budget. Water, Air, & Soil Pollution 70, 443–463. https://doi.org/10.1007/BF01105015
- Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. Marine Chemistry, Special issue: Dedicated to the memory of Professor Roland Wollast 106, 127–147. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.02.007
- Muylaert, K., Sánchez Pérez, J., Teissier, S., Sauvage, S., Dauta, A., Vervier, P., 2009. Eutrophication and Its Effect on Dissolved Si Concentrations in the Garonne River (France). Journal of Limnology 68. https://doi.org/10.4081/jlimnol.2009.368
- Ni, H.-G., Lu, F.-H., Luo, X.-L., Tian, H.-Y., Zeng, E.Y., 2008. Riverine inputs of total organic carbon and suspended particulate matter from the Pearl River Delta to the coastal ocean off South China. Marine Pollution Bulletin 56, 1150–1157. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.02.030
- Obermann, M., Froebrich, J., Perrin, J.-L., Tournoud, M.-G., 2007. Impact of significant floods on the annual load in an agricultural catchment in the mediterranean. Journal of Hydrology 334, 99–108. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.09.029
- Onderka, M., Pekarova, P., Miklanek, P., Halmova, D., Pekar, J., 2010. Examination of the Dissolved Inorganic Nitrogen Budget in Three Experimental Microbasins with



- Contrasting Land Cover—A Mass Balance Approach. Water Air Soil Pollut 210, 221–230. https://doi.org/10.1007/s11270-009-0244-0
- Onderka, M., Wrede, S., Rodný, M., Pfister, L., Hoffmann, L., Krein, A., 2012. Hydrogeologic and landscape controls of dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved silica (DSi) fluxes in heterogeneous catchments. Journal of Hydrology 450–451, 36–47. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.035
- Phillips, J.M., Webb, B.W., Walling, D.E., Leeks, G.J.L., 1999. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. Hydrological Processes 13, 1035–1050. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199905)13:7<1035::AID-HYP788>3.0.CO;2-K
- Polsenaere, P., 2011. Echanges De Co 2 Atmospherique Dans La Lagune D 'Arcachon Et Relations Avec Le Metabolisme. Thèse de l'université de Bordeaux 1.
- 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, 220–239. https://doi.org/10.1016/j.gca.2012.05.030
- Polsenaere, P., Lannuzel, R., Guesdon, S., Le Moine, O., Soletchnik, P., 2018. Variabilité spatio-temporelle des nutriments et du carbone et flux associés le long d'un continuum terrestre-aquatique tempéré (Marais poitevin Baie de l'Aiguillon Pertuis Breton).
- Polsenaere, P., Savoye, N., Etcheber, H., Canton, M., Poirier, D., Bouillon, S., Abril, G., 2013. Export and degassing of terrestrial carbon through watercourses draining a temperate podzolized catchment. Aquat Sci 75, 299–319. https://doi.org/10.1007/s00027-012-0275-2
- Polsenaere, P., Savoye, N., Etcheber, H., Canton, M., Poirier, D., Bouillon, S., Abril, G., 2012. Export and degassing of terrestrial carbon through watercourses draining a temperate podzolized catchment. Aquatic Sciences 75, 299–319. https://doi.org/10.1007/s00027-012-0275-2
- Polsenaere, P., Soletchnik, P., Moine, O., Gohin, F., Stephane, R., Pépin, J., Stanisière, J.-Y., Dumas, F., Béchemin, C., Philippe, G., 2017. Potential environmental drivers of a regional blue mussel mass mortality event (winter 2014, Breton Sound, France). Journal of Sea Research 123. https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.03.005
- Ratmaya, W., Soudant, D., Salmon-Monviola, J., Plus, M., Cochennec-Laureau, N., Goubert, E., Andrieux-Loyer, F., Barillé, L., Souchu, P., 2019. Reduced phosphorus loads from the Loire and Vilaine rivers were accompanied by increasing eutrophication in the Vilaine Bay (south Brittany, France). Biogeosciences 16, 1361–1380. https://doi.org/10.5194/bg-16-1361-2019
- Raymond, P.A., Cole, J.J., 2001. Gas exchange in rivers and estuaries: Choosing a gas transfer velocity. Estuaries 24, 312–317. https://doi.org/10.2307/1352954
- Retho, M., 2019. Etude de la limitation de la biomasse phytoplanctonique par les nutriments dans le Mor Braz (Rapport d'étude Ifremer).
- Romero, E., Garnier, J., Lassaletta, L., Billen, G., Le Gendre, R., Riou, P., Cugier, P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. Biogeochemistry 113, 481–505. https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0
- Ryckaert, M., Thomas, G., Fillon, A., 2000. Etude préalable à la mise en place d'outils d'aide à la gestion globale de l'eau dans le Marais Poitevin-Volet maritime-Synthèse des données existantes-Proposition d'acquisition de données complémentaires.
- Savelli, R., Bertin, X., Orvain, F., Gernez, P., Dale, A., Coulombier, T., Pineau, P., Lachaussée, N., Polsenaere, P., Dupuy, C., Fouest, V.L., n.d. Impact of chronic and massive resuspension mechanisms on the microphytobenthos dynamics in a



- temperate intertidal mudflat. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences n/a. https://doi.org/10.1029/2019JG005369
- Savelli, R., Bertin, X., Orvain, F., Gernez, P., Dale, A., Coulombier, T., Pineau, P., Lachaussée, N., Polsenaere, P., Dupuy, C., le Fouest, V., 2019. Impact of Chronic and Massive Resuspension Mechanisms on the Microphytobenthos Dynamics in a Temperate Intertidal Mudflat. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 124. https://doi.org/10.1029/2019JG005369
- Siano, R., Chapelle, A., Antoine, V., Michel-Guillou, E., Rigaut-Jalabert, F., Guillou, L., Hégaret, H., Leynaert, A., Curd, A., 2018. Citizen participation in monitoring phytoplankton seawater discolorations. Marine Policy. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.022
- Smith, S., Swaney, D., Talaue-McManus, L., BARTLEY, J., SANDHEI, P., McLAUGHLIN, C., DUPRA, V., CROSSLAND, C., BUDDEMEIER, R., Maxwell, B., Wulff, F., 2009. Humans, Hydrology, and the Distribution of Inorganic Nutrient Loading to the Ocean. BioScience 53, 235–245. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0235:HHATDO]2.0.CO;2
- Soletchnik, P., Le Moine, O., Polsenaere, P., 2017. Evolution de l'environnement hydroclimatique du bassin de Marennes-Oléron dans le contexte du changement global.
- Sourisseau, M., Jegou, K., Lunven, M., Quere, J., Gohin, F., Bryere, P., 2016. Distribution and dynamics of two species of Dinophyceae producing high biomass blooms over the French Atlantic Shelf. Harmful Algae, Applied Simulations and Integrated Modelling for the Understanding of Toxic and Harmful Algal Blooms (ASIMUTH) 53, 53–63. https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.11.016
- Sournia, A., Belin, C., Billard, C., Catherine, M., Erard-Le Denn, E., Fresnel, J., Lassus, P., Pastoureaud, A., Soulard, R., 1992. The repetitive and expanding occurrence of a green, bloom-forming dinoflagellate (Dinophyceae) on the coasts of France. Cryptogamie Algologie 13, 1–13.
- Struyf, E., Damme, S.V., Gribsholt, B., Middelburg, J.J., Meire, P., 2005. Biogenic silica in tidal freshwater marsh sediments and vegetation (Schelde estuary, Belgium). Marine Ecology Progress Series 303, 51–60. https://doi.org/10.3354/meps303051
- Takishita, K., Kawachi, M., Noël, M.-H., Matsumoto, T., Kakizoe, N., Watanabe, M.M., Inouye, I., Ishida, K.-I., Hashimoto, T., Inagaki, Y., 2008. Origins of plastids and glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase genes in the green-colored dinoflagellate Lepidodinium chlorophorum. Gene 410, 26–36. https://doi.org/10.1016/j.gene.2007.11.008
- Tranvik, L.J., Downing, J.A., Cotner, J.B., Loiselle, S.A., Striegl, R.G., Ballatore, T.J., Dillon, P., Finlay, K., Fortino, K., Knoll, L.B., Kortelainen, P.L., Kutser, T., Larsen, S., Laurion, I., Leech, D.M., McCallister, S.L., McKnight, D.M., Melack, J.M., Overholt, E., Porter, J.A., Prairie, Y., Renwick, W.H., Roland, F., Sherman, B.S., Schindler, D.W., Sobek, S., Tremblay, A., Vanni, M.J., Verschoor, A.M., Wachenfeldt, E. von, Weyhenmeyer, G.A., 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. Limnology and Oceanography 54, 2298–2314. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6 part 2.2298
- Tréguer, P., Nelson, D.M., Bennekom, A.J.V., DeMaster, D.J., Leynaert, A., Quéguiner, B., 1995. The Silica Balance in the World Ocean: A Reestimate. Science 268, 375–379. https://doi.org/10.1126/science.268.5209.375
- Van Cappellen, P., Maavara, T., 2016. Rivers in the Anthropocene: Global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. Ecohydrology &



- Hydrobiology, New Challenges and Dimensions of Ecohydrology, Part II 16, 106–111. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.04.001
- Wang, X.H., Andutta, F.P., 2013. Sediment Transport Dynamics in Ports, Estuaries and Other Coastal Environments. Sediment Transport Processes and Their Modelling Applications. https://doi.org/10.5772/51022
- Ward, N.D., Bianchi, T.S., Medeiros, P.M., Seidel, M., Richey, J.E., Keil, R.G., Sawakuchi, H.O., 2017. Where Carbon Goes When Water Flows: Carbon Cycling across the Aquatic Continuum. Front. Mar. Sci. 4. https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00007
- Weiss, R.F., 1974. Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a non-ideal gas. Marine Chemistry 2, 203–215. https://doi.org/10.1016/0304-4203(74)90015-2
- Wohl, E., Hall, R.O., Lininger, K.B., Sutfin, N.A., Walters, D.M., 2017. Carbon dynamics of river corridors and the effects of human alterations. Ecological Monographs 87, 379–409. https://doi.org/10.1002/ecm.1261
- Wollast, R., 1998. Evaluation and comparison of the global carbon cycle in the coastal zone and in the open ocean. The sea.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H., He, Z., 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. J. Zhejiang Univ. Sci. B 9, 197–209. https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626



LISTE DES FIGURES

Figure 1: Geolocalisation et enjeux economiques et environnementaux du Marais Poitevin,
de la Baie de l'Aiguillon et du Pertuis Breton (data.gouv.fr et life.reserve-baie-aiguillon.fr). 3
Figure 2 : Bilan de l'eau douce parvenant dans les Pertuis Charentais entre les années 80 et
le début du 21 ^{ème} siècle (d'après Soletchnik et al., 2017).
Figure 3: Typologie du sol de la zone d'étude (données CORINE Land Cover 2012)9
Figure 4 : Géologie du sol de la zone d'étude. La craie, les roches carbonatées, le calcaire,
les sables et le grès font parties des roches sédimentaires; le basalte, le granite, les
granitoïdes, le monzogranite, la ryolithe et la tonalite, des roches magmatiques et enfin les
amphibolites, le micaschiste, l'othogneiss, le paragneiss et le schiste sont des roches
métamorphiques. Le Quartz est un composant important à la fois du granite (roche
magmatique), et des roches sédimentaires et métamorphiques
Figure 5 : Géolocalisation des sites d'études (lam : Lay amont ; sam : Sèvre amont ; vie :
Chenal Vieux ; cu : Curé ; lu : canal de Luçon ; lav : Lay aval ; sav : Sèvre aval et fw : filière
mytilicole)
Figure 6 : Rayonnement moyen (en W.m ⁻²) à chaque jour d'échantillonnage (point et
pointillé) et rayonnement moyen (barre jaune) \pm écart type des trois derniers jours précédant
l'échantillonnage. 20
Figure 7 : Evolution temporelle des débits journaliers moyens (m³.s⁻¹) et de la salinité
durant 2018 au niveau des exutoires (lam : Lay amont ; sam : Sèvre amont ; vie : Chenal
vieux ; <i>cu</i> : Curé ; <i>lu</i> : Canal de Luçon).
Figure 8 : Evolution temporelle de la salinité durant 2018 au niveau des points côtiers (lav :
Lay aval; sav: Sèvre aval; fw: Filière)
Figure 9 : Différence entre les pressions partielles en CO ₂ mesurées in situ et celles estimées
à partir de l'alcalinité (lam : Lay amont ; sam : Sèvre aval ; vie : Chenal Vieux ; cu : Curé ;
lu: canal de Luçon; lav: Lay aval; sav: Sèvre aval; fw: Filière)
Figure 10: Evolution temporelle des nutriments (Azote inorganique dissous NID;
phosphates PO ₄ ; silicates DSi et phosphore totale PT) durant l'année 2018 pour les cinq
exutoires (lam : Lay amont; sam : Sèvre amont; vie : Chenal vieux; cu : Curé et lu : canal
de Lucon)
Figure 11: Evolution temporelle des nutriments (Azote inorganique dissous NID;
phosphates PO4; silicates SiO2 et phosphore totale PT) durant l'année 2018 pour les trois
points cotiers (<i>lav</i> : Lay aval; <i>sav</i> : Sèvre aval et <i>fw</i> : Filière) en surface et en profondeur
(bleu).
Figure 12 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne ± écart-
type en μmol.l ⁻¹) en azote inorganique dissous (NID). Une lettre suivie d'une étoile indique
un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en
2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur); p-value < 0,05; test de Kruskal-
Wallis)
Figure 13 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-
type en μmol.l ⁻¹) en phosphates (PO ₄ ³⁻). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet
significatif (A* : effet année ; p-value < 0.05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017
(étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0.05 ; test de Kruskal-Wallis)33
Figure 14 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-
type, en µmol.l ⁻¹) en silicates (DSi). Une lettre suivie d'une étoile indique un effet
significatif (A* : effet année ; p-value < 0.05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017
(étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0.05 ; test de Kruskal-Wallis)34



Figure 15: Evolution temporelle du carbone organique (COT) et inorganique (CID) durant
l'année 2018 pour les cinq exutoires (lam : Lay amont ; sam : Sèvre amont ; vie : Chenal
vieux ; <i>cu</i> : Curé et <i>lu</i> : canal de Lucon).
Figure 16 : Evolution temporelle du carbone organique (COT) et inorganique (CID) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (<i>lav</i> : Lay aval ; <i>sav</i> : Sèvre aval et <i>fw</i> : Filière) en
surface et en profondeur (bleu)
Figure 17 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-
type en mg.l ⁻¹) en carbone organique total (COT). Une lettre suivie d'une étoile indique un
effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en 2017
(étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-Wallis)37
Figure 18 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne ± écart-
type en mmol.1 ⁻¹) en carbone inorganique dissous (CID). Une lettre suivie d'une étoile
indique un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet
site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur) ; p-value < 0,05 ; test de Kruskal-
Wallis)
Figure 19 : Evolution temporelle du matériel particulaire (matière totale en suspension :
MES et chlorophylle a durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (lam : Lay amont ; sam :
Sèvre amont ; <i>vie</i> : Chenal vieux ; <i>cu</i> : Curé et <i>lu</i> : canal de Lucon). Pour les estuaires, deux
échelles sont utilisées : en noir pour le site <i>lam</i> , en pointillié pour le site <i>sam</i>
Figure 20: Evolution temporelle du matériel particulaire (matière totale en suspension:
MES et chlorophylle a) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (lav: Lay aval;
sav: Sèvre aval et fw: Filière) en surface et en profondeur (bleu)
Figure 21 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne \pm écart-
type en mg.l ⁻¹) en matière totale en suspension (MES). Une lettre suivie d'une étoile indique
un effet significatif (A* : effet année ; p-value < 0,05 ; test de Wilcoxon ; E* : effet site en
2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile de couleur); p-value < 0,05; test de Kruskal-
Wallis).
Figure 22 : Variabilité spatiale des concentrations moyennes saisonnières (moyenne ± écart-
type en $\mu g.l^{-1}$) en chlorophylle a. Les valeurs en rouge représentent les rapports chlorophylle
a/phéopigment. Une lettre suivie d'une étoile indique un effet significatif (A* : effet année ;
p-value < 0,05; test de Wilcoxon; E*: effet site en 2017 (étoile grise) et/ou en 2018 (étoile
de couleur); p-value < 0,05; test de Kruskal-Wallis)
Figure 23 : Photo d'une diatomée centrique du Genre Mélisora (à gauche) et d'une diatomée
pennée (à droite)
Figure 24 : Diversité phytoplanctonique (en 2018) selon les saisons et les sites
Figure 25: Photo du dinoflagellé Lepidodinium Chlorophorum en A), de la diatomée
centrique Thalassiosira levenderi en B), de cryptophycées en C) et de cyanophycées en D).
Figure 26 : Régression linéaire simple entre les débits journaliers moyens et le cumul de
pluies journalier pour les sites exutoires
estuaires (lam et sam en A et en B) et chenaux (vie, cu et lu en C, D et E)47
Figure 28 : Limitation potentielle et réelle par les nutriments minéraux dissous pour les cinq
exutoires et les trois points côtiers au cours de l'année 2018. Les limitations réelles en
phosphore sont représentées en bleu, celles de l'azote en rouge et celles de la silice en jaune.
Figure 29: Dynamique des nutriments le long du continuum MP-BA-PB et processus
impliqués. Les flèches noires représentent les processus mis en jeu en période pluvieuse (e.g.
hiver, printemps, fin de l'automne) et les flèches bleues les processus en période sèche (e.g.
période d'étiage). Les encadrés en pointillés représentent les processus mis en jeu supposés



(au regard de la littérature). Les encadrés en rouge représentent les cours d'eau mettant en
évidence la signature chimique la plus importante au regard des nutriments concernés57
Figure 30: Dynamique du carbone le long du continuum MP-BA-PB et processus
impliqués. Voir Figure 29 pour le détail des figurés
Figure 31 : Estimation du déplacement du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Sèvre et
localisation au niveau du point de mesure (Pont du Brault). Les flèches bleues représentent
les influences des eaux marines (marées) /douces (débits)
Figure 32 : Dynamique de la matière particulaire le long du continuum MP-BA-PB et
processus impliqués. Voir Figure 29 pour le détail des figurés
Figure 33 : Analyse en composante principale (axes 1-2) de la saisonnalité biochimique des
sites de l'étude 2018, montrant les variables et la dispersion des échantillons. Les estuaires,
chenaux et points côtiers sont représentés en gris, noir et blanc respectivement. Les lettres
représentent les sites (a : lam ; b : vie ; c : lu ; d : sam ; e : cu ; f : fw ; g : lav et h : sav). Les
chiffres (1,2,3,4) représentent les saisons (hiver, printemps, été et automne). La saisonnalité
des sites d'étude de l'année 2017 est présentée dans le précèdent rapport (voir Polsenaere et
al., 2018)66
Figure 34 : Flux estimés en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore et
carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT) pour 2017 et
2018 et contribution relative de chaque cours d'eau
Figure 35 : Part du CID émise dans l'atmosphère (dégazée sous forme de CO ₂) et apportée
vers la zone côtière par chaque cours d'eau en 2017 (gris) et en 2018 (bleu), calculée à partir
de la méthode décrite par Abril et al. (2000). Les flèches pleines représentent le CID exporté
par les cours d'eau vers la zone côtière (en enlevant la part du DIC dégazée vers
l'atmosphère). Les flèches vides représentent la part du CID dégazée par les cours d'eau
vers l'atmosphère (les chiffres représentent le pourcentage du CID dégazé vers l'atmosphère
parmi le CID apporté par les cours d'eau)
dans le Matériel et méthode §3.3.1) par saison en 2017 et en 2018 en A). En B), moyennes
annuelles (calculées sur les deux années, en 10 ³ mmol.m ⁻² .an ⁻¹) des flux de CO ₂ vers
l'atmosphère par chaque cours d'eau
Figure 37: Qualité des cours d'eau durant 2017 et 2018 (indice SEQ-eau). La première
ligne représente les indices de qualité calculés en 2017 et la deuxième en 201876



LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des bassins versants étudiés. Les données hydrologiques
proviennent de la banque hydro.eaufrance. Les données démographiques sont issues des
travaux de l'INSEE (2014). ND : Non Disponible
Tableau 2 : Appellation des huit sites de mesures et place dans le continuum
(MP↔BA↔PB): Marais Poitevin (MP); Baie de l'Aiguillon (BA) et Pertuis Breton (PB).
Tableau 3: Caractéristiques des trois masses d'eau étudiées. MET : Masse d'eau de
transition ; MEC : masse d'eau côtière ; T8 : Petit estuaire à petite zone intertidale et à
turbidité moyenne à forte ; C3 : Côte vaseuse modérément exposée
Tableau 4 : Classes et indices de qualité de l'eau douce pour les paramètres utilisés
(Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau)
Tableau 5 : Catégories utilisées dans le calcul de l'indice LUSI. Les données d'occupation
du sol sont en pourcentage d'occupation de la surface du sol dans une zone de 1,5 km de la
côte. ZU: Zones urbanisées, regroupent les parcelles relatives aux territoires urbains, (à
savoir les parcelles « Tissus urbains continus » et « Tissus urbains discontinus » des données
Corine land Cover); Agriculture : regroupe toutes les parcelles relatives à l'agriculture (à
savoir le groupe 2 des données Corine land Cover) ; ZI : Zones industrielles, regroupent les
parcelles relatives aux « zones industrielles et commerciales », « mines décharges et
chantiers » et « espaces verts artificialisés ».
Tableau 6 : Variation de la température de l'eau (en °C) en 2018 (moyenne ± écart-type
(min-max)). NB : pour les sites côtiers, uniquement les températures de surface sont données
puisque qu'aucune différence significative entre les données de surface et de profondeur n'a
été mise en évidence (p-value > 0,05; Test de Wilcoxon pour échantillons appariés)21
Tableau 7 : Cumuls des pluies par saison (en mm) durant l'année 2017 et 201821
Tableau 8 : Variation de la turbidité de l'eau (en NTU) en 2018 (moyenne ± écart-type
(min-max)) pour les sites exutoires (lam: Lay amont; sam: Sèvre amont; vie: Chenal
vieux ; cu : Curé ; lu : Canal de Luçon). NB : Très peu de données au point sav ont été
communiquées en été et en automne, en raison de la limite d'analyse (échantillons très
turbides)
Tableau 9 : Variation de la turbidité de l'eau de surface et de profondeur en 2018 (moyenne
\pm écart-type (min-max)) pour les points côtiers (lav: Lay aval; sav: Sèvre aval; fw:
Filière). NB: Uniquement les moyennes de profondeurs sont données si une différence
significative entre les données de surface et de profondeur est présente (p-value < 0,05 ; Test
de Wilcoxon pour échantillons appariés, cas des points sav et fw)24
Tableau 10 : Variations temporelles et spatiales (moyenne \pm écart-type (min-max)) du pH,
de l'alcalinité, de la concentration en oxygène $(O_{2d}$ en μ mol. $I^{-1})$ et des p CO_2 (ppm) pour les
exutoires
Tableau 11 : Variations temporelle et spatiale (moyenne ± écart-type (min-max)) du pH, de
l'alcalinité, de la concentration en oxygène (O_{2d} en μ mol.1 ⁻¹) et des pCO ₂ (ppm) pour les
sites côtiers. NB: Uniquement les moyennes de profondeurs sont données si une différence
significative entre les données de surface et de profondeur est présente (p-value < 0,05 ; Test
de Wilcoxon pour échantillons appariés)
d'abondance selon les saisons. En gras les diatomées centriques, en noir les diatomées
pennées, en rouge les diatomées en chaine, en vert les chlorophycées, en gris les
dinoflagellés et en bleu le phytoplancton appartenant aux autres groupes
Tableau 13 : Corrélations significatives de Spearman entre les concentrations en nutriments,
en carbone, les concentrations relatives au matériel particulaire et les paramètres relatifs aux



carbonates avec l'occupation du sol. Uniquement les corrélations significatives sont
représentées (p-value < 0,05). SURF : surface du bassin versant ; DH : densité d'habitant au
km ² ; POP: population en nombre; T.ART: territoires artificialisés; T.ARG: Territoires
agricoles; ZH: zones humides. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 201849
Tableau 14 : Corrélations significatives de Spearman entre les paramètres des carbonates,
les concentrations en carbone inorganique dissous, en silicates avec la géologie du sol (en
pourcentage de type de roche). Uniquement les corrélations significatives sont représentées
(p-value < 0,05). R.META: roches métamorphiques; R.MAGMA: roches magmatique et
R.SEDI: roches sédimentaires. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 201850
Tableau 15: Corrélations significatives de Spearman entre les concentrations en
chlorophylle a et d'autres paramètres susceptibles d'y exercer un contrôle. Uniquement les
corrélations significatives sont représentées (p-value < 0,05). Ray j : Rayonnement
journalier moyen; Ray 3j: Rayonnement moyen des trois derniers jours précédant le
prélèvement. Ensemble des moyennes annuelles 2017 et 2018
Tableau 16: Flux estimés en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore
et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT) par saison
pour 2017 et 2018 (en t.saison ⁻¹)
Tableau 17 : Schéma synthétique de la limitation du phytoplancton par les nutriments selon
les saisons dans les exutoires du MP et dans la zone côtière BA-PB (2018)73
Tableau 18 : Calcul du Land Uses Simplified Index (LUSI) et état écologique des masses
d'eau (résultats 2012-2016)
Tableau 19 : Bilan des masses d'eau de transition (Le Lay et la Sèvre Niortaise) et côtière
(Pertuis Breton) au titre de la DCE sur la période 2012-2018. Classe de qualité « Très
bon »: bleu ; « Bon » : vert
Tableau 20 : Indicateur du potentiel d'eutrophisation côtière (ICEP) calculé à partir des flux
relatifs d'azote et de silice en 2018 et en 2017 (en kg.km ⁻² .jours ⁻¹)78



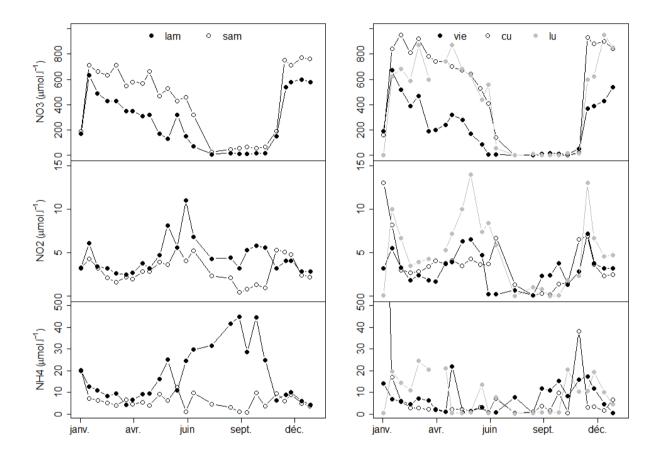
LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Evolution temporelle des différentes formes de l'azote (Nitrate NO ₃ -, nitrites
NO ₂ et ammonium NH ₄ ⁺) durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (lam : Lay amont ;
sam : Sèvre amont ; vie : Chenal vieux ; cu : Curé et lu : canal de Lucon)99
Annexe 2 : Evolution temporelle des différentes formes de l'azote (Nitrate NO ₃ -, nitrites
NO ₂ et ammonium NH ₄) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (lav : Lay aval ;
sav : Sèvre aval et fw : Filière) en surface et en profondeur (bleu)
Annexe 3 : Proportion de l'azote inorganique dissous par mois durant 2018 pour tous les
exutoires (Lam : Lay Amont ; Sam : Sèvre amont : Vie : Chenal Vieux ; Lu : canal de Luçon
et Cu : Curé).
Annexe 4 : Proportion de l'azote inorganique dissous par mois durant 2018 pour tous les
points côtiers (Lav : Lay Aval ; Sav : Sèvre aval : Fw : Filière) en surface (en noir) et en
profondeur (en bleu). 102
Annexe 5 : Temps de renouvellement (moyenne et écart type 2012-2017) durant la période
hivernale (Le Moine, 2018)
Annexe 6 : Temps de renouvellement (moyenne et écart type 2012-2017) durant la période
estivale (Le Moine, 2018).
Annexe 7: Valeurs isotopiques (moyennes) du Carbone et de l'Azote de la matière
organique particulaire, du rapport C/N en hiver 2018 pour tous les sites de l'étude. Données
analysées par la station marine d'Arcachon.
Annexe 8 : Flux estimés (en t.km ⁻² .an ⁻¹) en azote inorganique dissous (NID, en A), en silice
(Si, en C), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID en B, CID en D) et en carbone
organique total (COT, en E) pour 2017 et 2018 par chaque cours d'eau et par unité de
surface totale (en F)
Annexe 9 : Flux estimés (en t.an ⁻¹) en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en
phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique total (COT)
pour 2017 et 2018 et pour le Lay et la Sèvre
Annexe 10 : Flux estimés (en t.an ⁻¹) en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en
phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT)
pour 2017 et 2018 et pour le Chenal vieux, le Curé et le Canal de Luçon
Annexe 11 : Indices de qualité Seq-Eau et valeurs des paramètres calculés en 2017. MOO :
Matière organique et oxydable; MA: matière azotées (hors nitrates); MP: matières
phosphorées; PV: Effet des proliférations végétales; PS: particules en suspension. NC:
non calculé
Annexe 12 : Indices de qualité Seq-Eau et valeurs des paramètres calculés en 2018. MOO :
Matière organique et oxydable; MA: matière azotées (hors nitrates); MP: matières
phosphorées ; PV : Effet des proliférations végétales ; PS : particules en suspension 107



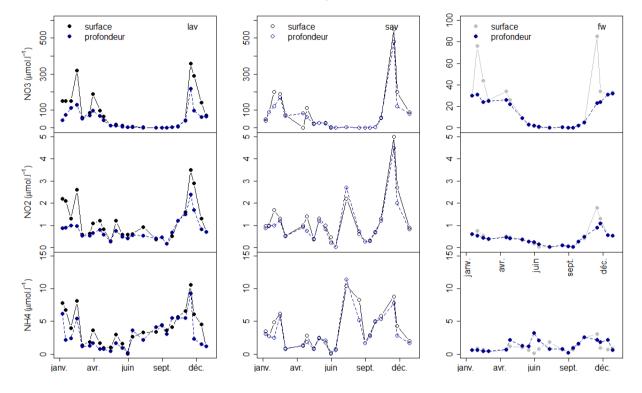
ANNEXES

Annexe 1: Evolution temporelle des différentes formes de l'azote (Nitrate NO_3^- , nitrites NO_2^- et ammonium NH_4^+) durant l'année 2018 pour les cinq exutoires (lam : Lay amont ; sam : Sèvre amont ; vie : Chenal vieux ; cu : Curé et lu : canal de Lucon).



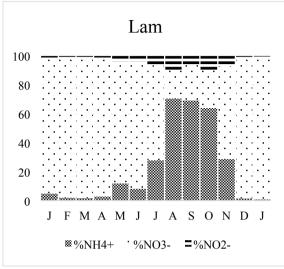


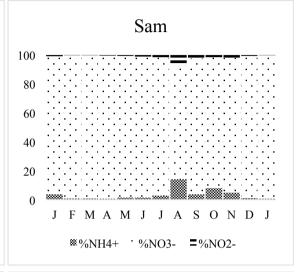
Annexe 2: Evolution temporelle des différentes formes de l'azote (Nitrate NO₃⁻, nitrites NO₂⁻ et ammonium NH₄⁺) durant l'année 2018 pour les trois points cotiers (lav : Lay aval ; sav : Sèvre aval et fw : Filière) en surface et en profondeur (bleu).

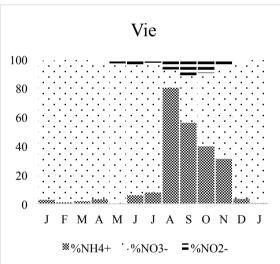


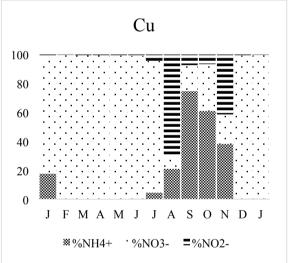


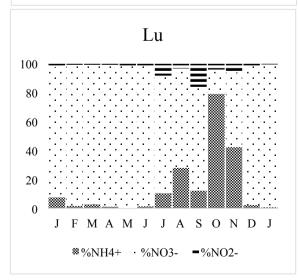
Annexe 3: Proportion de l'azote inorganique dissous par mois durant 2018 pour tous les exutoires (Lam : Lay Amont ; Sam : Sèvre amont : Vie : Chenal Vieux ; Lu : canal de Luçon et Cu : Curé).





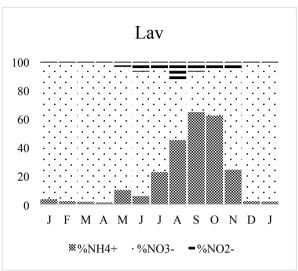


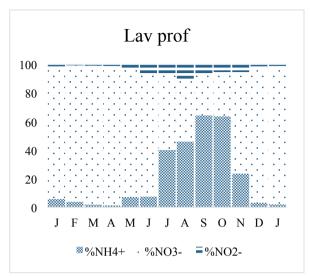


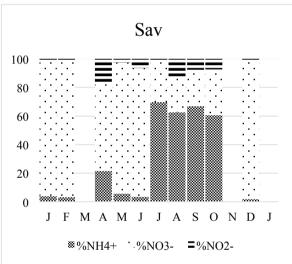


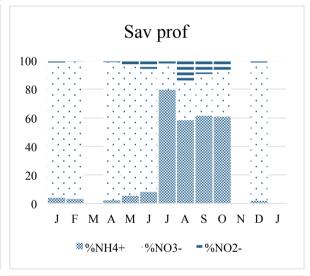


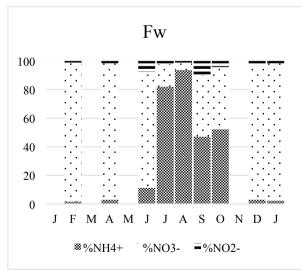
Annexe 4: Proportion de l'azote inorganique dissous par mois durant 2018 pour tous les points côtiers (Lav: Lay Aval; Sav: Sèvre aval: Fw: Filière) en surface (en noir) et en profondeur (en bleu).

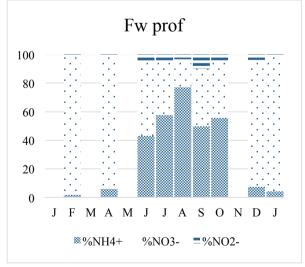






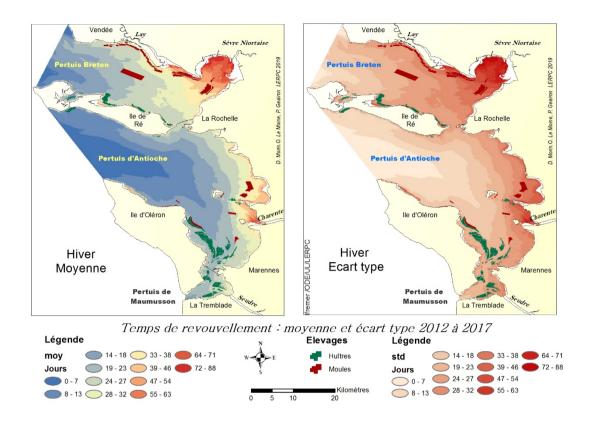




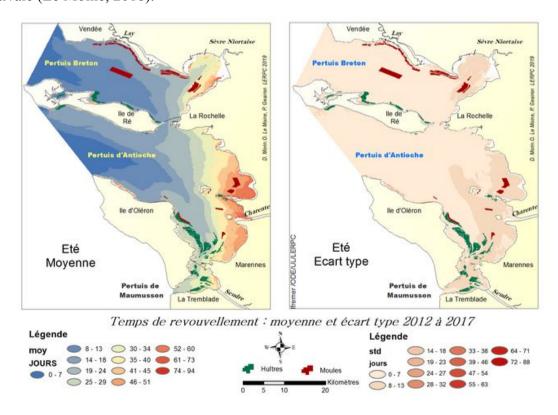




Annexe 5: Temps de renouvellement (moyenne et écart type 2012-2017) durant la période hivernale (Le Moine, 2018).



Annexe 6: Temps de renouvellement (moyenne et écart type 2012-2017) durant la période estivale (Le Moine, 2018).

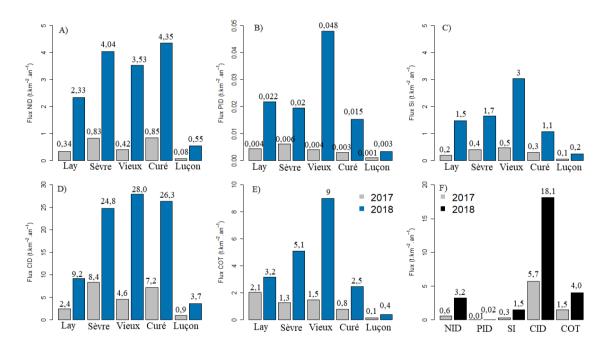




Annexe 7: Valeurs isotopiques (moyennes) du Carbone et de l'Azote de la matière organique particulaire, du rapport C/N en hiver 2018 pour tous les sites de l'étude. Données analysées par la station marine d'Arcachon.

Sites	C/N	δ^{15} N	δ^{13} C
lam	9,2	6,7	-22,9
sam	8,4	7,1	-22,8
vie	10,1	7,7	-25,2
си	8,6	8,3	-27,5
lu	9,3	8,5	-25,8
lav	11,7	6,3	-22,8
sav	10,2	6,5	-22,8
fw	10,6	6,8	-23,5

Annexe 8: Flux estimés (en t.km⁻².an⁻¹) en azote inorganique dissous (NID, en A), en silice (Si, en C), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID en B, CID en D) et en carbone organique total (COT, en E) pour 2017 et 2018 par chaque cours d'eau et par unité de surface totale (en F).





Annexe 9: Flux estimés (en t.an⁻¹) en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique total (COT) pour 2017 et 2018 et pour le Lay et la Sèvre.

sites	saison	Année	NID	SIO2	PO4	CID	COT
	Hiv	17	492	250,2	4,4	2837	3884
		18	2293	21	1330	8989	3077
Lay	Print	17	173,3	130,7	3,1	1398	260
		18	1057	654	12	5688	1825
	Eté	17	3,6	15,5	0,6	271	42
		18	25	2	53	520	117
	Aut	17	7	25	0,9	406	50
		18	576	527	7	2891	1011
	An	17	162,3	409	8,7	4729	4032
		18	4550,5	2879,3	42,5		
	Hiv	17	1246,6	460,3	6,3	13574	1482
		18	5321	26	2191	32701	6707
	Print	17	751,5	372	5,7	7616	1163
		18	2789	958	10	18808	1544
Càura	Eté	17	22,4	372	3,9	1480	277
Sèvre		18	295	5	335	3691	4631
	Aut	17	35,5	100,5	2,4	1395	87
		18	1091	589	8	6911	5098
	An	17	540,2	1084,5	16,6		_
		18	10679,7	51,8	4396,9	22201	3389



Annexe 10: Flux estimés (en t.an⁻¹) en azote inorganique dissous (NID), en silice (Si), en phosphore et carbone inorganique dissous (PID, CID) et en carbone organique totale (COT) pour 2017 et 2018 et pour le Chenal vieux, le Curé et le Canal de Luçon.

sites	saison	Année	NID	SIO2	PO4	CID	COT
	Hiv	17	15	15	0	139	45
		18	110	94	1	867	279
	Print	17	7	11	0	97	35
Chenal		18	41	36	1	631	159
	Eté	17	0	2	0	25	7
vieux	Ele	18	0	5	0	29	7
	Aut	17	0	1	0	15	3
	Aut	18	24	31	0	222	78
	A	17	26	29	0	283	93
	An	18	219	188	3	1731	557
	Hiv	17	169	65	0	1364	133
	ПIV	18	770	189	3	4664	440
	Print	17	124	32	0	946	76
		18	397	76	1	2731	203
Curá	Eté	17	3	8	0	145	33
Curé		18	24	30	0	383	82
	Aut	17	6	9	0	140	45
		18	144	56	1	950	134
	An	17	301	110	1	2565	283
		18	1546	380	5	9361	883
	Hiv	17	13	9	0	127	21
	ПΙV	18	72	32	0	482	51
	Print	17	9	6	0	89	11
		18	47	14	0	281	19
Lucon	Eté	17	0	1	0	20	5
Lucon		18	3	4	0	39	8
	Aut	17	0	1	0	119	3
		18	11	9	0	96	14
	An	17	22	16	0	249	38
		18	144	65	1	967	103



Annexe 11 : Indices de qualité Seq-Eau et valeurs des paramètres calculés en 2017. MOO : Matière organique et oxydable ; MA : matière azotées (hors nitrates) ; MP : matières phosphorées ; PV : Effet des proliférations végétales ; PS : particules en suspension. NC : non calculé.

	Lay	Sèvre	Chenal Vieux	Curé	Luçon
MOO					
O_{2d} (mg/l)	Très bon (9)	Très bon (11)	Très bon (12)	Très bon (13)	Très bon (15)
COT (mg/l)	Médiocre (10)	Mauvais (17)	Mauvais (18)	Médiocre (13)	Médiocre (13)
NH4 (mg/l)	Moyen (1)	Bon (0)	Bon (0)	Moyen (2)	Moyen (1)
MA					
NH4 (mg/l)	Moyen (0,7)	Bon (0,2)	Bon (0,2)	Moyen (1,7)	Moyen (0,6)
NO2 (mg/l)	Moyen (0,3)	Bon (0,2)	Bon (0,2)	Médiocre (0,9)	Médiocre (0,7)
Nitrates					
NO3(mg/l)	Moyen (23)	Médiocre (38)	Moyen (20)	Médiocre (44)	Médiocre (34)
MP					
PO43- (mg/l)	Bon (0,3)	Bon (0,4)	Bon (0,2)	Bon (0,4)	Moyen (0,6)
PT (mg/l)	NC	NC	NC	NC	NC
PV					
Chla+p (ug/l)	Moyen (89)	Mauvais (496)	Moyen (88)	Moyen (96)	Médiocre (131)
PS					
MES (mg/l)	Mauvais (920)	Mauvais (9500)	Mauvais (350)	Moyen (30)	Mauvais (168)
Turb (NTU)	Mauvais (458)	Mauvais (448)	Mauvais (246)	Bon (29)	Mauvais (145)

Annexe 12: Indices de qualité Seq-Eau et valeurs des paramètres calculés en 2018. MOO : Matière organique et oxydable ; MA : matière azotées (hors nitrates) ; MP : matières phosphorées ; PV : Effet des proliférations végétales ; PS : particules en suspension.

	Lay	Sèvre	Chenal Vieux	Curé	Luçon
MOO					
O_{2d} (mg/l)	Très bon (11)	Très bon (12)	Très bon (12)	Très bon (12)	Très bon (12)
COT (mg/l)	Moyen (10)	Mauvais (140)	Médiocre (15)	Médiocre (11)	Médiocre (13)
NH4 (mg/l)	Moyen (1)	Bon (0)	Bon (0)	Moyen (1)	Bon (0)
MA					
NH4 (mg/l)	Moyen (0,8)	Bon (0,2)	Bon (0,3)	Moyen (0,5)	Bon (0,4)
N02 (mg/l)	Moyen (0,3)	Bon (0,2)	Bon (0,3)	Moyen (0,4)	Mediocre (0,5)
Nitrates					
N03(mg/l)	Médiocre (35)	Médiocre (44)	Médiocre (31)	Mauvais (57)	Mauvais (52)
MP					
PO43- (mg/l)	Bon (0,4)	Bon (0,3)	Bon (0,3)	Bon (0,5)	Bon (0,5)
PT (mg/l)	Mauvais (1,7)	Mauvais (7)	Moyen (0,4)	Moyen (0,2)	Moyen (0,3)
PV					
Chla+p (ug/l)	Moyen (86)	Moyen (98)	Moyen (67)	Médiocre (121)	Moyen (98)
PS					
		Mauvais			
MES (mg/l)	Mauvais (1820)	(10880)	Mauvais (224)	Mauvais (56)	Mauvais (310)
Turb (NTU)	Mauvais (400)	Mauvais (400)	Mauvais (210)	Moyen (49)	Mauvais (248)