



HAL
open science

Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde

Katixa Lajaunie-Salla

► **To cite this version:**

Katixa Lajaunie-Salla. Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde. Sciences de la Terre. Université de Bordeaux, 2016. Français. NNT : 2016BORD0381 . tel-01498561

HAL Id: tel-01498561

<https://theses.hal.science/tel-01498561v1>

Submitted on 30 Mar 2017

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE PRÉSENTÉE

POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR DE

L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE : Sciences de l'environnement

SPÉCIALITÉ : Physique de l'environnement

Par Katixa LAJAUNIE-SALLA

**Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans
l'estuaire de la Gironde**

Sous la direction de : Gwenaël ABRIL et Aldo SOTTOLICHIO

Soutenue le 6 décembre 2016

Devant la commission d'examen formée de :

M. ABRIL Gwenaël, Directeur de Recherche, CNRS, EPOC, Univ. Bordeaux	Directeur
M. ETCHEBER Henri, Chargé de Recherche, CNRS, EPOC, Univ. Bordeaux	Invité
M. LITRICO Xavier, Directeur LyRE, LyRE	Invité
Mme. MOATAR Florentina, Professeur, GéHCo, Univ. François Rabelais	Rapporteur
M. MOUCHEL Jean-Marie, Professeur, METIS, Univ. Paris VI	Rapporteur
Mme. SAUVAGE Sabine, Ingénieur de recherche, ECOLAB, Univ. Toulouse 3	Rapporteur
Mme. SCHMIDT Sabine, Directrice de recherche, CNRS, EPOC, Univ. Bordeaux	Président
M. SOTTOLICHIO Aldo, Maître de conférences, EPOC, Univ. Bordeaux	Directeur

Modélisation de la dynamique de l'oxygène dissous dans l'estuaire de la Gironde

Résumé :

L'estuaire de la Gironde est sujet à des épisodes d'hypoxie très marqués en été dans la Garonne estuarienne autour de Bordeaux, lorsque le bouchon vaseux y est très concentré, le débit fluvial faible et la température élevée. Les observations indiquent que la diminution des concentrations en oxygène est liée à la combinaison des facteurs naturels (apports par le bassin versant et hydrodynamique sédimentaire) et anthropiques (rejets d'eaux urbaines partiellement traitées). Afin de quantifier les mécanismes contrôlant les variations temporelles et spatiales de l'oxygène dissous, un modèle biogéochimique a été couplé à un modèle hydro-sédimentaire à 3D, capable de simuler le transport des variables dissoutes et particulaires, les réactions consommant l'oxygène, et la ré-aération par l'atmosphère. Le modèle biogéochimique reproduit bien les variations d'oxygène dans la Garonne à Bordeaux à l'échelle saisonnière et lunaire et permet de quantifier les contributions relatives des rejets urbains et des apports du bassin versant à la consommation en oxygène. Utilisé pour simuler des conditions futures (d'ici à 50 ans), le modèle indique que les phénomènes d'hypoxie estivale ont tendance à s'amplifier dans la Garonne estuarienne du fait de l'augmentation de la température de l'eau, de la diminution des débits fluviaux et de l'augmentation de la population dans l'agglomération bordelaise. Les simulations de différents scénarii de gestion indiquent que des soutiens d'étiage, une amélioration du traitement des eaux urbaines et éventuellement un transfert des rejets vers l'aval seraient nécessaires pour éviter une altération drastique de la qualité du milieu aquatique.

Mots clés : bouchon vaseux, estuaire de la Gironde, hypoxie, modélisation, oxygène, eaux usées

Modelling of dissolved oxygen dynamics in the Gironde Estuary

Abstract :

The Gironde estuary shows frequent events of hypoxia, particularly during summer in the Garonne tidal river near the city of Bordeaux, in the presence of a dense turbidity maximum, when river discharge is low and water is warm. Field observations reveal that decreases in oxygen concentrations are linked to the combination natural processes (inputs from the watershed and sediment hydrodynamics) and anthropogenic processes (loads of partially treated urban waters). In order to quantify the mechanisms controlling the temporal and spatial variations of dissolved oxygen, a 3D biogeochemical model was coupled to the hydro-sedimentary model. It allowed simulate the transport of solutes and suspended material, the biological reactions consuming oxygen, and the re-aeration by the atmosphere. The biogeochemical model reproduces satisfactorily the seasonal and neap-spring time scale variations of dissolved oxygen around the city of Bordeaux and quantifies the relative contribution of urban and watershed inputs to oxygen consumption. When used to simulate future conditions (50 years), the model indicates that summer hypoxia will likely increase in the future, due to the increase in water temperatures and decrease in river discharge (droughts), and increase in population in the megacity of Bordeaux. Simulation of different management scenarios indicate that support for low-water river discharge, improvement of waste water treatments, and eventually a displacement of urban load downstream will be necessary in order to avoid a drastic alteration of the quality of the aquatic system.

Keywords : Gironde Estuary, hypoxia, modeling, oxygen, TMZ, wastewater

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier mes Directeurs de thèse, Aldo Sottolichio et Gwenaël Abril pour m'avoir encadrée et donné les moyens d'effectuer ce travail de thèse dans les meilleures conditions qui soient. Leurs approches complémentaires et interdisciplinaires sur la modélisation hydro-sédimentaire et la biogéochimie m'ont permis d'évoluer au travers de ces différentes disciplines. Leur rigueur et leur engagement scientifiques m'ont beaucoup appris. Je pense à votre disponibilité, à votre respect des délais serrés de relecture des documents que je vous ai adressés. Merci pour votre confiance, et de m'avoir permis certains déplacements.

Je remercie tous les membres du jury d'avoir été présents à la soutenance et pour l'intérêt qu'ils ont eu pour ce travail. Merci aux rapporteurs Sabine Sauvage, Jean-Marie Mouchel et Florentina Moatar pour leurs suggestions et leurs commentaires constructifs.

Je tiens à remercier Xavier Litrico de m'avoir permis de réaliser cette thèse, ses conseils et ses remarques avisées m'ont rendue plus rigoureuse.

Je n'oublie pas Bénédicte Thouvenin pour son accueil, sa disponibilité, son aide inestimable dans la partie du développement du modèle biogéochimique, qui a toujours été à l'écoute de mes nombreuses questions ainsi que pour ses multiples encouragements.

Sabine Schmidt, merci de ton aide précieuse, tout particulièrement durant cette dernière année de thèse. Tes connaissances sur le réseau MAGEST, tes relectures, tes conseils pour les choix des scénarii, m'ont été plus que bénéfiques. Je te remercie aussi pour avoir accepté d'être la présidente du jury. Je profite aussi pour remercier le réseau MAGEST pour les données d'oxygène, qui ont été essentielle pour valider le modèle biogéochimique.

Je remercie le Labex-COTE pour la bourse de mobilité qui m'a permis de travailler au sein du laboratoire CSIRO. I would like to thank Prof. Karen Wild-Allen for her warm welcome at the Laboratory, for her precious help in the writing of the publication. A very big thank you, for your support and motivation, which allowed me to gain confidence with my work.

Je tiens à remercier Henri Etcheber, pour l'intérêt qu'il a manifesté vis à vis de mon travail et pour avoir partagé ses connaissances sur l'estuaire de la Gironde.

Guillaume Binet m'a aidé par ses précieux conseils. Merci à toi et à Christian Lafficher pour m'avoir transmis les informations nécessaires concernant le réseau d'assainissement de la Métropole de Bordeaux. Je remercie aussi Arnaud Caillot de m'avoir permis d'accéder aux données Météo-France et Vincent Marieu pour son aide informatique.

Je salue les équipes METHYS et ECOBIOC, ainsi que le LyRE, de m'avoir accueilli dans leurs locaux dans une atmosphère de travail agréable. Je garderai le souvenir de la bonne humeur de Domi, dans les couloirs ECOBIOC.

Ces trois années de thèse ont été riches de rencontres et d'amitiés... Au début collègues de bureau, maintenant bien plus que des amies, Joselyn et Isabel, merci pour votre énorme soutien du début à la fin, pour tous les moments partagés ensemble : salsa, flamenco, apéro, pisco-sour, empanada, cidrerie, randos et j'en oublie certainement. Je n'oublie pas Arthur, collègue de bureau qui a complété notre trio, avec qui nos relations d'amitié n'ont cessé de grandir. Camilla, Pauline, Vania, Margaux, Raffaella, Klet, et le duo Loris & Damien pour votre soutien quotidien, pour tous les moments d'échanges et de fêtes partagés avec vous. Merci aussi à Arnaud, Jantien, Mélina, Ludivine, Mathilde, Barbara, Alphonse, Driss, Benoit, Benjamin, Clément, JR et tous les autres du laboratoire EPOC avec qui j'ai partagé au quotidien des repas, cafés, soirées, sessions natation, discussions ...

Gracias, Thank, Obrigada, Marta, Lara, Jorge, Sandra y Claudio, Ana and Eric, Leo, Kate and Ollie, Wild-Allen family et tous les autres étudiants du CSIRO et IMAS de m'avoir accueillie chaleureusement et de m'avoir fait découvrir la Tasmanie.

Mes remerciements vont aussi à ma famille et mes amis, à tous ce qui m'ont souri en chemin. Milesker Amaia, Nahiara, Oihana, Neskoinak eta beste Euskal Herriko lagun guziak burua zientziaz urrun pausatzeatik. Audrey, Aude, Chloé, Kévin, Thomas et Simon merci pour ces années de Master qui m'ont donnée envie de continuer dans la recherche. Sans vos encouragements et vos conseils, Agnès et Audrey, je n'aurais peut-être pas poursuivi en doctorat. Julie et Léa, merci pour le soutien quotidien et pour le climat chaleureux à l'appart.

On s'est retrouvé et soutenu dans les quatre coins du monde durant l'étape finale de la thèse, merci Junior de m'avoir encouragée à avancer avec confiance, pour les moments affectueux et pour la découverte culturelle.

Merci à ma famille, ma Mère, mon Père, mes Grands-Parents, Patxi, Maika, Sandrine et tous mes proches qui m'ont toujours soutenu dans les moments de doutes et de joies, qui m'ont toujours fait confiance dans mes choix. Un clin d'œil pour ma petite sœur, Madeleine pour le bonheur que tu me donnes. Plus particulièrement, vous mes Parents, pour les valeurs que vous m'avez transmis et pour votre amour qui me porte tous les jours.

J'aimerais finir en remerciant les Professeurs qui ont cru en mes capacités, qui m'ont appris à croire en moi et à développer ma curiosité. Ils m'ont aussi permis d'acquérir de la persévérance afin de réaliser mes projets professionnels et personnels.

Avant-Propos

Ce travail de thèse fait partie du projet DIAGIR (DIAagnostic de la qualité des eaux de la GIRONde) qui a pour but de développer un outil de diagnostic de la qualité des eaux de la Gironde pour les usagers, basé sur un réseau de stations de surveillance des paramètres physico-chimiques. Cette thèse a bénéficié d'une bourse financée par le centre de recherche et de développement de SUEZ (le LyRE) et la Région Aquitaine.

Table des matières

Introduction générale & Objectifs de l'étude.....	1
Chapitre I : État des connaissances - Les hypoxies dans l'estuaire de la Gironde	7
1. Les hypoxies côtières à travers le monde.....	8
1.1. Origine des hypoxies côtières	10
1.2. Les différents types d'hypoxie	12
1.3. Solutions pour remédier aux hypoxies côtières	16
2. L'estuaire de la Gironde.....	19
2.1. Caractéristique géographique, morpho-dynamique	20
2.2. Le bouchon vaseux	20
2.3. La biogéochimie de l'estuaire de la Gironde	24
2.4. Déversement des eaux usées provenant de la métropole de Bordeaux.....	28
2.5. Épisodes d'hypoxies dans l'estuaire de la Gironde	32
3. Les modèles biogéochimiques des écosystèmes aquatiques.....	37
3.1. Principe des modèles biogéochimiques	38
3.2. Différents modèles biogéochimiques.....	42
3.3. Application à l'estuaire de la Gironde	44
Chapitre II : Modèle biogéochimique couplé avec le modèle 3D hydro-sédimentaire	47
1. Introduction.....	48
2. Description du modèle SiAM-3D appliqué à l'estuaire de la Gironde.....	48
2.1. Le modèle hydrodynamique	48
2.1.1. Formulation des contraintes de cisaillement.....	50
2.1.2. Le modèle de turbulence.....	51
2.1.3. Les conditions aux limites	52
2.2. Le modèle de transport.....	52
2.3. Maillage du modèle SiAM-3D.....	55
2.4. Les conditions limites et initiales des MES et de la salinité	58
2.5. Le modèle biogéochimique.....	58
2.5.1. Écriture des réactions sous forme d'équations.....	59

2.5.2. Écriture du terme biogéochimique β_c	62
3. Calibration du modèle 3D couplé hydro-sédimentaire et biogéochimique.....	65
3.1. Vérification de la dynamique des matières en suspension.....	65
3.2. Détermination des conditions limites des variables biogéochimiques	68
3.3. Paramétrisation du modèle biogéochimique	74
3.3.1. Cinétiques de réactions biogéochimiques	74
3.3.2. Formules des processus et paramètres des équations	75
3.3.3. Ajustement de la constante d'aération k_{600}	78
4. Insertion des apports des rejets urbains	79
5. Forçages du modèle.....	80
6. Analyse de sensibilité	81
7. Validation du modèle	87
8. Conclusion	93

Chapitre III: Impact of urban effluents on summer hypoxia in the highly turbid Gironde estuary, applying a 3D model coupling hydrodynamics, sediment transport and biogeochemical processes

1. Introduction.....	97
2. Materials and Methods.....	99
2.1. Study area.....	99
2.2. Hydro-sediment model.....	101
2.3. Biogeochemical model.....	102
2.4. Model implementation	105
2.5. Model validation	108
2.6. Sensitivity analysis.....	114
3. Results	115
3.1. DO Dynamics over seasonal time scale.....	115
3.2. DO Dynamics at the Spring- Neap tidal scale	118
3.3. Impact of wastewater discharge	121
4. Discussion.....	122
5. Conclusion	124

Chapitre IV : Utilisation du modèle pour simuler l'impact théorique des changements globaux et des stratégies de gestion sur l'hypoxie estivale de l'estuaire de la Gironde. 127

1. Impacts théoriques attendus des changements globaux.....	129
1.1. Introduction.....	129
1.2. Les scénarii	134
1.3. Résultats.....	138
1.3.1. Simulation de référence	138
1.3.2. Impact de l'augmentation de la température.....	141
1.3.3. Impact des variations du débit de la Garonne	143
1.3.4. Impact de l'élévation du niveau marin moyen.....	148
1.3.5. Augmentation de la population	149
1.3.6. Combinaison de différents scénarii à l'horizon 2050 et 2100	152
1.4. Bilan des impacts théoriques des changements globaux	154
2. Gestion des hypoxies estivales de l'estuaire de la Gironde	156
2.1. Introduction.....	156
2.2. Les scénarii	158
2.2.1. Action 1 : Gestion des rejets urbains	160
2.2.2. Action 2 : Soutien d'étiage par les barrages	164
2.3. Résultats.....	167
2.3.1. Action 1 : Gestion des rejets urbains	168
2.3.2. Action 2 : Soutien d'étiage par les barrages	175
2.4. Bilan des différentes actions	180
3. A propos des limites et incertitudes du modèle	182
Conclusions générales & Perspectives	185
Références bibliographiques	193

Abréviations

Français		Anglais	
BV	Bouchon Vaseux	TMZ	Turbidity maximum zone
CO	Carbone organique	OC	Organic carbon
COD	Carbone organique dissous	DOC	Dissolved organic carbon
COP	Carbone organique particulaire	POC	Particulate organic carbon
DO	Déversoir d'orage	SO	Sewage overflow
DBO	Demande biologique en oxygène		
ME	Mortes eaux	NT	Neap tide
MES	Matière en suspension	SSC	Suspended sediment concentration
MO	Matière organique	OM	Organic matter
MOD	Matière organique dissoute	DOM	Dissolved organic matter
MOP	Matière organique particulaire	POM	Particulate organic matter
OD	Oxygène dissous	DO	Dissolved oxygen
PK	Points kilométriques	PK	Kilometric points
RU	Rejets urbains	WW	Wastewater
STEP	Stations d'épuration	WWTP	Wastewater treatment plant
S	Sensibilité	S	Sensibility
VE	Vives eaux	ST	Spring tide
		WS	Watershed
		WSS	Willmott Skill score

Introduction générale & Objectifs de l'étude

Depuis des siècles, les villes ont été construites autour des cours d'eau (fleuves, rivières, baies, estuaires) et se sont développées, urbanisées et industrialisées au cours du temps. Ainsi par exemple, 22 des 32 plus grandes villes dans le monde sont actuellement localisées sur le bord d'estuaires (Valle-Levinson, 2010). Ces dernières décennies, la préservation d'une bonne qualité de l'eau en milieu naturel est devenue une priorité pour les sociétés modernes. Ainsi, la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE) adoptée en 2000, a pour objectif la préservation et la restauration de la qualité des eaux superficielles (eaux douces, eaux de transition et eaux côtières) afin qu'elles atteignent en 2015 un bon état écologique. La DCE demande de prendre en compte un certain nombre de paramètres physico-chimiques qui assurent le maintien d'un état satisfaisant des milieux aquatiques. Parmi ces paramètres, l'oxygène dissous (OD) est fondamental car il permet le maintien de la vie pour la faune aquatique.

Lorsque les concentrations en OD sont inférieures au seuil de 2 mg.L^{-1} , l'hypoxie est atteinte et la survie de la plupart des organismes vivants est menacée (Rabalais et al., 2010). L'hypoxie est un problème environnemental mondial majeur dans le milieu marin. Ces dernières décennies 400 zones d'hypoxies ont été identifiées, qui se situent sur les côtes où la densité urbaine est forte (Diaz, 2001 ; Diaz et Rosenberg, 2008). Un grand nombre des hypoxies côtières se forment au fond de la colonne d'eau si le système est stratifié, elles se forment aussi au niveau d'une zone très turbide dans le cas des systèmes estuariens mélangés. Les modèles biogéochimiques ont été largement utilisés pour étudier les hypoxies dans les systèmes stratifiés (Peña et al., 2010; Zhang et al., 2010). Par contre, les couplages de modèles biogéochimiques à un modèle de transport sédimentaire ont été beaucoup moins développés pour étudier la contribution de la turbidité sur les teneurs en oxygène.

L'estuaire de la Gironde étant fortement turbide, verticalement bien mélangé et caractérisé par la présence d'un bouchon vaseux (BV) des études sur l'oxygénation des eaux ont été menées. La Gironde, le plus grand estuaire européen est considéré comme l'un des moins impactés en termes d'oxygénation. Néanmoins, des problèmes de sous-oxygénation et d'hypoxie locale ont été mis en évidence récemment dans la partie amont, avec des conséquences potentiellement nuisibles pour la faune piscicole. En effet, l'abondance de poissons est faible dans la Gironde, soit 4 fois moins de poissons en moyenne que dans l'estuaire de l'Escaut (Samedy et Lepage, 2014). C'est un couloir de migration pour les poissons tels que l'alose et l'esturgeon, qui sont parmi les espèces les plus sensibles à l'hypoxie estuarienne (Lanoux et al., 2014). Des expérimentations réalisées sur les alosons

ont montré la grande sensibilité de ceux-ci aux épisodes d'hypoxie, subissant des difficultés migratoires en période d'étiage (Lanoux et al., 2014). La surveillance en continu de la qualité physico-chimique de l'eau réalisée par le réseau MAGEST depuis 2005 (Etcheber et al., 2011) a permis de souligner que les hypoxies ont lieu en été, lorsqu'il y a conjonction des conditions suivantes : le bouchon vaseux remonte dans les sections fluviales, la température est élevée, l'étiage est sévère et les marées sont en déchet (passage de vives eaux aux mortes eaux, Etcheber et al., 2011 ; Lanoux et al., 2013). De plus, les résultats des mesures en continu montrent que les minima d'oxygène se localisent dans les eaux de la Garonne, autour de l'agglomération bordelaise (Lanoux et al., 2013). En effet, malgré la présence de stations d'épuration qui limitent considérablement les rejets, la communauté urbaine de Bordeaux (devenue Bordeaux Métropole en 2015) constitue une source supplémentaire de matière organique et d'ammonium consommatrice d'oxygène. L'augmentation de la température combinée à la diminution des débits d'étiage sous l'effet des changements climatiques et des pratiques agricoles sur le bassin versant, laissent supposer que la sous-oxygénation pourrait s'aggraver dans les années futures. C'est dans ce contexte que le projet ETIAGE (ETude Intégrée de l'effet des Apports amont et locaux sur le fonctionnement de la Garonne Estuarienne) a été conduit dans le but de comprendre l'impact des rejets urbains de l'agglomération bordelaise sur le fonctionnement de la Garonne estuarienne. En particulier, dans le cas de ce projet, les travaux de Lanoux (2013) ont permis d'identifier les flux des effluents urbains déversés dans la Garonne et les cinétiques de dégradation de la matière organique d'origine urbaine.

Après que les mécanismes et les sources de matières carbonées et azotées responsables des hypoxies ont été identifiés, il apparaît important de trouver des solutions de gestion pour éviter les épisodes d'hypoxie de l'estuaire de la Gironde. Pour cela, il est nécessaire de mettre en place un outil de prévision de l'état d'oxygénation de la Garonne estuarienne, capable d'alerter sur des événements d'hypoxie, de discerner leurs causes et de guider les gestionnaires vers des modes de gestion et de traitement des eaux optimaux afin de préserver une qualité satisfaisante des eaux estuariennes. Les études expérimentales conduites ces dernières années sur la dynamique des masses d'eaux estuariennes, du bouchon vaseux et de l'oxygène dans la Gironde (Etcheber et al., 2011 ; Jalón-Rojas et al., 2015 ; Lanoux, 2013 ; Schmidt et al., 2016a ; Sottolichio et Castaing, 1999) permettent aujourd'hui de développer un modèle numérique capable de simuler la dynamique de l'oxygène. Les réactions conduisant à la production et à la consommation d'oxygène dissous sont contrôlées par les

concentrations et la nature des composés oxydables apportés par le fleuve et la zone urbaine, par l'hydrodynamique de l'estuaire, forcée par la marée et les apports fluviaux, par les mécanismes de mélange, de transport et de renouvellement des masses d'eau et par l'aération à l'interface entre l'eau et l'air. Les différentes origines de la matière organique urbaine et fluviale ainsi que leurs cinétiques ont fait l'objet de nombreuses expérimentations *in-situ* et en laboratoire permettant aujourd'hui un paramétrage précis d'un modèle biogéochimique adapté aux conditions spécifiques de la Gironde (Lanoux, 2013 ; Lemaire et al., 2002 ; Veyssy, 1998). Le modèle d'oxygène peut ainsi être couplé au modèle hydro-sédimentaire mis en place par Sottolichio et al. (2000) et actualisé par Benaouda (2008). De plus, les mesures continues d'oxygène dissous du réseau MAGEST peuvent être utilisées pour la validation du modèle.

L'objectif de ce travail de thèse est de modéliser l'état d'oxygénation des eaux de l'estuaire de la Gironde en se concentrant sur la Garonne estuarienne pendant les périodes critiques d'étiage estival et en incluant les effluents des eaux urbaines de Bordeaux-Métropole déversées dans la Garonne.

Afin d'atteindre cet objectif il s'agira :

- d'intégrer dans un modèle hydro-sédimentaire les lois et les paramétrisations obtenues précédemment lors des expérimentations *in-situ* et en laboratoire : aération, respiration aérobie et nitrification, en différenciant les matières d'origine urbaine et fluviale ;
- de développer, calibrer et valider le modèle couplant l'hydrodynamique, le transport sédimentaire et la biogéochimie de l'oxygène appliqué à l'estuaire de la Gironde ;
- d'analyser les facteurs qui agissent sur les hypoxies des eaux de la Garonne dans les situations critiques estivales ;
- de prédire l'impact des changements globaux sur l'oxygénation future des eaux de la Garonne ;
- d'évaluer l'efficacité de différentes options de gestion pour maintenir un bon état écologique du système.

La finalité de ce travail est donc de mettre en place un outil permettant de simuler l'oxygénation des eaux de la Gironde, lors de conditions critiques menant à l'hypoxie : étiage sévère, canicule estivale et accroissement de la population dans la région bordelaise. Ce

modèle biogéochimique permettra de quantifier l'impact des rejets urbains, d'établir des scénarii d'évolution future et de générer des indicateurs pertinents d'aide à la décision pour les gestionnaires.

Ce manuscrit de thèse est organisé en quatre parties :

- Le premier chapitre décrit le contexte du travail. Dans un premier temps, la problématique des hypoxies côtières est abordée à l'échelle mondiale. Ensuite, l'état des connaissances hydro-sédimentaires et biogéochimiques dans l'estuaire de la Gironde est présenté, avant de détailler les épisodes d'hypoxie estivale enregistrés sur la partie fluviale de l'estuaire. Enfin les principes des modèles biogéochimiques sont décrits.
- Le deuxième chapitre est consacré à la description du modèle hydro-sédimentaire SiAM-3D couplé au modèle biogéochimique développé dans ce travail pour l'estuaire de la Gironde. Puis, les tests de sensibilité et la validation du modèle biogéochimique sont présentés.
- Les résultats d'une simulation de l'année sèche et chaude de 2006, choisie comme référence, sont présentés dans le troisième chapitre. Les variations saisonnières et à l'échelle des cycles lunaires de l'hypoxie sont décrites par les résultats du modèle et en comparant avec les séries temporelles du réseau MAGEST. La finalité de ce chapitre est de valider le modèle et d'évaluer l'impact du bouchon vaseux et des effluents urbains sur l'hypoxie estivale pour cette année de référence. Ce chapitre est présenté sous forme d'un article soumis dans la revue *Journal of Marine Systems*.
- Le quatrième chapitre est consacré à l'application du modèle à divers scénarii académiques d'évolution future des principaux facteurs influençant l'oxygénation de la Garonne estuarienne, la région de l'estuaire de la Gironde la plus touchée par les hypoxies. Dans un premier temps, l'impact des changements globaux (température, débit, niveau marin) sur la zone d'hypoxie est abordé, en particulier pour évaluer les possibles évolutions futures des hypoxies estivales. Ensuite, le modèle est exploité comme un outil d'aide à la décision pour tester l'efficacité de différentes solutions de gestion du réseau d'assainissement et du soutien d'étiage afin d'obtenir une qualité des eaux estuariennes satisfaisante.

Chapitre I :
État des connaissances - Les hypoxies
dans l'estuaire de la Gironde

Ce chapitre de synthèse bibliographique se divise en trois parties. La première partie résume la problématique des hypoxies côtières, leurs causes et leurs conséquences. La seconde partie décrit les caractéristiques hydro-sédimentaires et biogéochimiques de l'estuaire de la Gironde et les épisodes d'hypoxie qui y ont été enregistrés. Pour finir, les principes des modèles biogéochimiques et leur intérêt en tant qu'outils de gestion des hypoxies sont présentés en troisième partie.

1. Les hypoxies côtières à travers le monde

L'hypoxie est classée, avec la surpêche, la prolifération des algues et la perte d'habitat, comme un problème environnemental mondial majeur dans le milieu marin (Diaz, 2001 ; Diaz et Rosenberg, 2008). L'oxygène dissous (OD) est un indicateur important de qualité de l'eau et du bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques. Lorsque les concentrations en OD sont inférieures au seuil de 2 mg.L^{-1} , les eaux sont dites hypoxiques et la survie de la plupart des organismes vivants est menacée (Rabalais et al., 2010). Dans l'océan, les faibles teneurs en oxygène peuvent être d'origine naturelle, comme les zones de minimum d'oxygène (OMZ) dans le Pacifique est, au nord de l'océan Indien et au sud-est de l'océan Atlantique, où se produisent des remontées d'eaux profondes (upwellings), riches en nutriments (Helly et Levin, 2004). Dans les zones côtières, les hypoxies n'ont cessé de s'intensifier et d'augmenter au cours des dernières décennies : avant 1950, 20 sites avaient été identifiés, contre plus de 400 au début du XXI^{ème} siècle soit une surface de 245 000 km² (Diaz et Rosenberg, 2008 ; Zhang et al., 2010). En 1970, les hypoxies documentées se situaient principalement en Amérique du Nord et en Europe. Dans les années 1990, des hypoxies dans les zones côtières du Japon ont été identifiées (Minami et al., 1999 ; Taguchi et Fujiwara, 2010). Plus récemment, le nombre d'hypoxies connues a nettement augmenté, englobant les côtes de l'Amérique du Sud, d'Europe de l'Est et d'Australie (Figure I.1) (Rabalais et al., 2010).

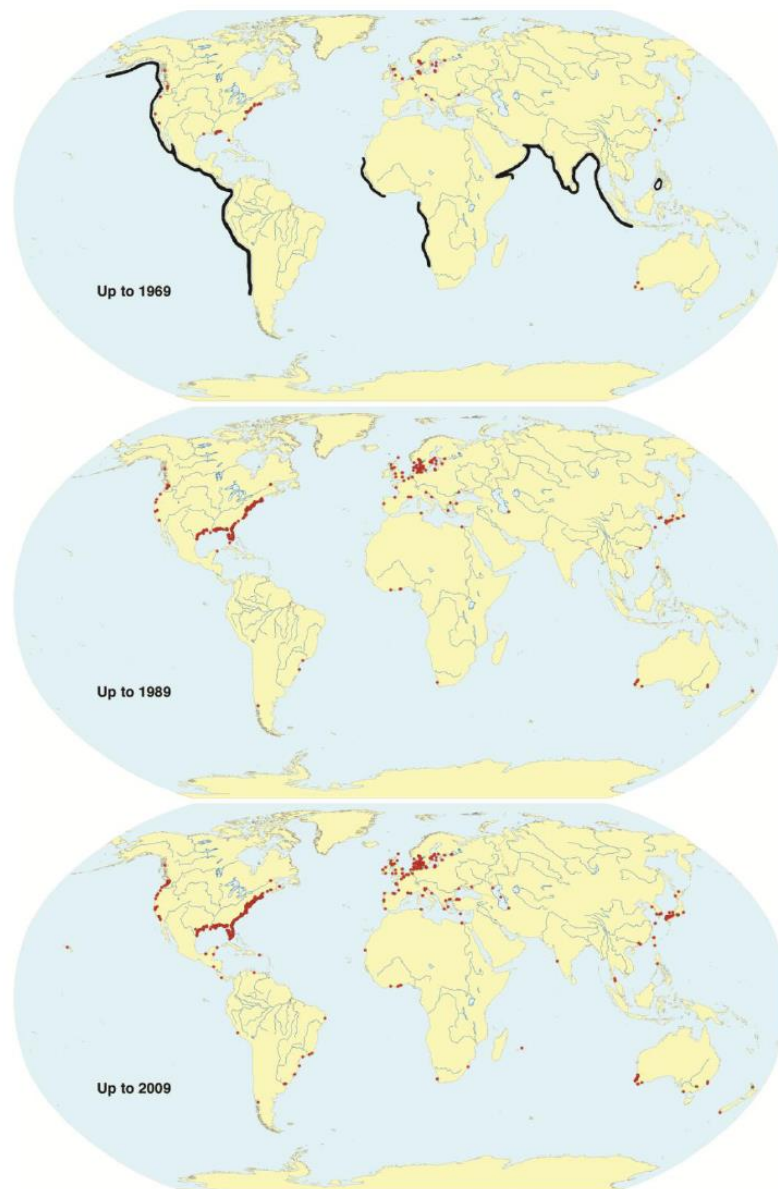


Figure I.1 : Distribution des hypoxies côtières. Les points rouges représentent les hypoxies attribuées aux activités humaines. La ligne noire celles sur les plateaux continentaux liées aux upwellings. (Rabalais, 2010)

En 1995, la communauté scientifique a identifié 195 sites où l'hypoxie est d'origine humaine (Rabalais et al., 2010). D'une part, l'urbanisation et l'intensification de l'activité humaine impactent les zones côtières en déversant des effluents chargés en matière organique (MO) et en azote réduit (ammonium), qui consomment l'oxygène dans le milieu aquatique. D'autre part, l'enrichissement des eaux côtières en nutriments tend à intensifier la production primaire qui, certes, produit de l'oxygène, mais conduit aussi à un enrichissement du milieu en matière organique disponible pour les bactéries hétérotrophes (Billen et al., 1991 ; Diaz et Rosenberg, 1995). La tendance actuelle est une augmentation des phénomènes d'hypoxie à

travers le monde, qui s'intensifient, avec des concentrations en oxygène plus faible et des durées plus longues (Diaz et Rosenberg, 2008).

La désoxygénation des eaux de fond perturbe les cycles biogéochimiques et le fonctionnement des écosystèmes : du phosphore inorganique dissous est libéré des sédiments, ce qui en retour favorise la production primaire et donc l'hypoxie ; la perte d'azote par la dénitrification et l'oxydation de l'ammonium sont affaiblies, alors l'eutrophisation est accéléré (Conley et al., 2009) ; le comportement perturbé des micro-organismes limite l'aération du sédiment par la bioturbation (Middelburg et Levin, 2009) ; les ratios entre les nutriments sont aussi modifiés, ce qui affecte la composition du phytoplancton ; il y a augmentation du taux de mortalité des faunes pélagique et benthique (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008), et la production de gaz à effet de serre, notamment le CH₄ et le N₂O, est favorisée (Naqvi et al., 2010). Enfin, dans les zones hypoxiques, les concentrations en CO₂ (produit lors de la respiration hétérotrophe ou de la minéralisation) sont élevées et donc le pH est faible (Howarth et al., 2011). Ainsi, les hypoxies agissent en synergie avec l'acidification des océans dans les zones côtières (Cai et al., 2011).

1.1. Origine des hypoxies côtières

Les variations d'OD dans les eaux côtières sont contrôlées par les interactions entre les processus physiques et biogéochimiques. Au niveau biogéochimique, la photosynthèse produit de l'oxygène en présence de lumière, tandis que la respiration du phytoplancton, la dégradation de la MO par les bactéries hétérotrophes (ou minéralisation) et la nitrification consomment de l'oxygène. Il faut préciser cependant que la photosynthèse et la respiration sont souvent découplées spatialement et temporellement. En effet, en milieu tempéré, la production primaire est particulièrement intense au printemps dans les eaux de surface, et la MO phytoplanctonique produite décante dans la colonne d'eau et s'accumule au fond, où elle est dégradée (Verity et al., 2006). Pour un système peu profond, les chutes d'oxygène se produisent lorsque les processus hétérotrophes dominent les processus autotrophes (Figure I.2). Dans le cas d'un système très stratifié, l'hypoxie sera particulièrement sévère près du fond (Figure I.2a), menaçant ainsi la faune benthique (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008). Au contraire, dans un système bien mélangé, la zone d'hypoxie s'étendra sur toute la colonne d'eau, mais le mélange vertical et l'aération plus importants feront qu'elle aura tendance à être moins marquée (Figure I.2b).

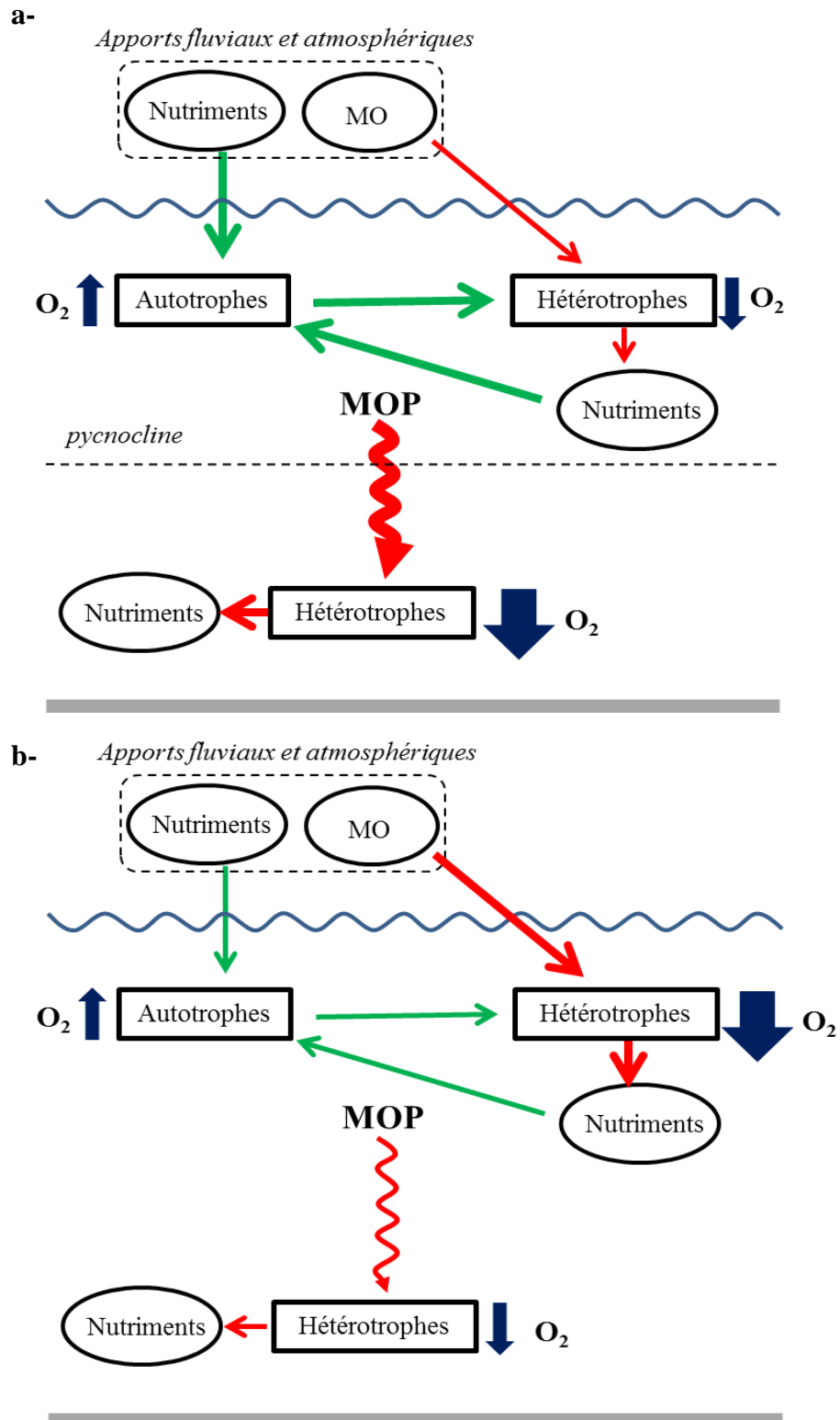


Figure I.2 : Processus agissant sur le bilan d'oxygène dans le cas d'un estuaire stratifié (a) et mélangé (b). Les flèches rouges représentent les processus hétérotrophes consommateurs d'oxygène et les flèches vertes représentent les processus autotrophes producteurs d'oxygène. MOP : matière organique particulaire, la pycnocline correspond à la profondeur de fort gradient de densité (Verity et al., 2006 modifié).

En plus des processus biologiques, l'oxygénation des eaux est aussi affectée par des facteurs physiques comme la température, le vent et le courant. L'augmentation de la température diminue la concentration en OD par différentes actions. La première est la réduction de la solubilité de l'oxygène dans les eaux plus chaudes. La seconde est le renforcement de la stratification, ce qui limite le mélange vertical et isole les couches du fond (Conley et al., 2009) : l'hypoxie aura alors tendance à s'installer au fond. La dernière est l'accélération des cinétiques de respiration du phytoplancton et des bactéries nitrifiantes et hétérotrophes (Diaz, 2001). De plus, les zones côtières se trouvent soumises d'une part à l'apport d'eau douce qui accentue la stratification, et d'autre part à l'apport de nutriments, ce qui favorise la production primaire dont les flux de MO favorisent la minéralisation près du fond (Kemp et al., 2009).

Le vent, quant à lui, limite l'hypoxie, en produisant de la turbulence à l'interface eau-air et donc en augmentant les apports d'oxygène par l'atmosphère. De plus, dans les zones peu profondes, l'action du vent contribue à mélanger la colonne d'eau et à réapprovisionner les eaux de fond en oxygène.

1.2. Les différents types d'hypoxie

L'hypoxie se produit dans des environnements côtiers très variés, tels que les fjords, les régions soumises aux upwellings, les mers fermées et les estuaires. La combinaison des effets physiques et biogéochimiques, et des caractéristiques du système conduit à différents types d'hypoxie. On peut les classer selon leur durée et leur fréquence (permanente, périodique/saisonnière, épisodique, diurne, Tableau I.1).

La stratification de densité, caractérisé par la présence d'une pycnocline, est un des principaux facteurs contrôlant l'apparition des hypoxies car elle isole la couche du fond des eaux de surface et empêche le mélange vertical de l'OD (Figure I.2). En effet, dans les zones profondes (> 100 m) telles que les fjords, les mers fermées ou semi-fermées, les eaux du fond peuvent être en permanence en hypoxie (Benoit et al., 2006 ; Capet et al., 2013 ; Zillén et al., 2008). La position et la taille de la zone d'hypoxie varient en fonction des variations de la circulation des eaux à l'échelle annuelle ou décennale (Gilbert et al., 2005 ; Zillén et al., 2008). Par contre, dans les zones côtières peu profondes, l'hypoxie est généralement saisonnière car la stratification est due à l'augmentation de la température en été et à l'apport

d'eau douce provenant des fleuves. Ainsi au printemps, les nutriments apportés vont favoriser la production primaire en surface (Figure I.2). En été, la MO produite chute et est dégradée en consommant de l'OD. Dans ce cas-là, l'hypoxie se forme sous la pycnocline (Figure I.2a). Elle se produit généralement en été quand la stratification et la dégradation de la MO sont maximales (Diaz, 2001). Les exemples les plus connus sont la baie de Chesapeake (Hagy et al., 2004), le Golfe du Mexique (Harper Jr. et al., 1991) et l'estuaire de la rivière du Yangtze (Li et al., 2002).

Bien que la stratification soit un facteur important dans la formation de l'hypoxie permanente ou saisonnière, dans les estuaires mélangés des conditions d'hypoxies ont aussi été recensées. Par exemple, dans les estuaires peu profonds mélangés et dans les régions fluviales soumises à la marée, si la charge de MO et d'azote réduit est élevée, des événements d'hypoxies saisonnières pourront être observés (Figure I.2b), comme par exemple dans l'estuaire de l'Escaut (Soetaert et al., 2006) ou l'estuaire de la Tamise (Tinsley, 1998). L'hypoxie pourra être intensifiée et prolongée si les températures sont élevées et si l'action du vent est faible, ou bien lors d'un orage qui déversera des grandes quantités d'effluents urbains en peu de temps (Etcheber et al., 2011). Cependant, si le vent est fort, les chutes d'OD seront atténuées par l'approvisionnement d'oxygène via l'aération, comme par exemple dans la baie de Mobile (Park et al., 2007). Dans ce cas, les hypoxies seront plutôt épisodiques. De plus, dans les estuaires macro-tidaux turbides, la présence d'un bouchon vaseux (BV, une zone de turbidité maximale) limite la photosynthèse par le manque de lumière dans la colonne d'eau comme cela a été rapporté dans l'estuaire de l'Ems (Talke et al., 2009), l'estuaire de la Gironde (Etcheber et al., 2011), l'estuaire de la Seine (Garnier et al., 2001) ou l'estuaire de la Loire (Thouvenin et al., 1994). Dans ce cas, les variations d'oxygène seront contrôlées par l'équilibre entre les processus hétérotrophes d'une part et l'aération d'autre part. Au contraire, dans les zones d'eaux claires et micro-tidales (comme les lagunes) et en présence d'apport de nutriments, la photosynthèse représente la source majeure d'OD, ce qui conduit à un cycle diurne des concentrations en OD, pouvant aller jusqu'à une sursaturation la journée et des conditions d'hypoxie la nuit, comme cela a été rapporté sur la baie de Waquoit (D'Avanzo et Kremer, 1994) ou dans la lagune de Bojorquez (Reyes et Merino, 1991).

Tableau I.1 : Classification des hypoxies selon les échelles temporelles et les caractéristiques du système (Kemp et al., 2009; Zhang et al., 2010)

Type d'hypoxie	Échelle de temps	Profondeur	Types de systèmes	Principaux facteurs	Exemples
Permanente	Décennale	> 100 m	Fjords, Mers fermées	Profondeur, Stratification	Mer Noir Mer Baltique Estuaire du St Laurent
Périodique/saisonnaire					
- Stratifiées	Mois	10 -100 m	Estuaire	Débit fluvial, Température, Apports organiques et nutriments	Baie de Chesapeake Estuaire de Yangtze Golfe du Mexique
- Mélangées	Mois	5 – 15 m	Estuaires macro-tidaux	Débit fluvial Marée Apports organiques	Estuaire de Thames Estuaire de l'Escaut
Épisodique	Semaines – Années	5 – 20 m	Estuaires, Lagunes, Baies	Vent, Marée, Orages Apports organiques	Estuaire de l'Ems Estuaire de la Gironde Baie de Mobile
Diurne	Heures - journées	1 – 5 m	Lagunes, Baies	Vent Lumière Apports organiques et nutriments	Baie Waquoit Lagune de Bojorquez

Avec la Gironde, les estuaires de la Seine et de la Loire sont les deux autres estuaires macrotidaux importants en France, caractérisés par la présence du bouchon vaseux et soumis à l'urbanisation.

L'estuaire de la Seine est sous l'influence de pressions agricoles importantes, sources de nitrate et de phosphate, et de pression démographique avec l'agglomération parisienne (une des plus importantes d'Europe). Trois zones de déficit en oxygène ont été observées en été sur la Seine : 1) en aval de Paris au niveau de la station d'épuration d'Achères, due à la dégradation de la matière organique urbaine ; 2) 150 km plus en aval, due à la nitrification de l'ammonium provenant de l'amont, et 3) au niveau du bouchon vaseux qui se situe en amont de Honfleur due à la MO fixée sur les particules en suspension (Billen et al., 1999). Sur l'ensemble de l'estuaire de la Seine, la nitrification est l'un des processus les plus importants de consommation d'oxygène (Romaña et al., 1992) : l'ammonium est produit lors de la dégradation de la MO et les rejets urbains sont riches en bactéries nitrifiantes. Actuellement, les teneurs en oxygène sont meilleures sur Paris, grâce à l'amélioration des traitements des eaux usées ; cependant l'hypoxie persiste en temps de pluie, lors des débordements des eaux usées (Even et al., 2007a ; Mouchel et al., 1994).

L'estuaire de la Loire est un estuaire très eutrophe et très turbide (Meybeck et al., 1988). En été, dans la partie fluviale, la production primaire est forte, ce qui conduit à une sursaturation en oxygène, mais aussi à une production de biomasse phytoplanctonique qui est transportée vers l'aval. Dans l'estuaire amont, où la turbidité est élevée, les processus hétérotrophes sont dominants, la matière organique algale produite dans le fleuve est alors dégradée (Relexans et al., 1988), ce qui conduit à de fortes chutes d'oxygène (Abril et al., 2003 ; Maurice, 1993 ; Thouvenin et al., 1994). De plus, le bouchon vaseux subit, à l'échelle lunaire (14 jours), la modulation des flux de dépôt et d'érosion avec des variations importantes de concentration de particules en suspension. En mortes eaux (ME), le flux de dépôt est maximum et une couche de « crème de vase » se forme au fond de la colonne d'eau. Cette couche, très concentrée ($MES > 100 \text{ g.L}^{-1}$) peut atteindre jusqu'à 2 m d'épaisseur et devient rapidement anoxique (Thouvenin et al., 1994). Celle-ci est remise en suspension lors des vives eaux (VE) suivantes, entraînant des chutes d'oxygène plus importantes au sein de la colonne d'eau.

1.3. Solutions pour remédier aux hypoxies côtières

A l'époque préindustrielle, seules les zones d'upwelling intense étaient soumises à des phénomènes d'hypoxie dans l'océan. Cependant, l'industrialisation et l'augmentation de la population des régions côtières ont intensifié la demande en oxygène par l'augmentation des rejets de nutriments et de MO (Diaz et Rosenberg, 2008). L'intensification de l'eutrophisation cause des blooms algaux, des perturbations dans la chaîne trophique et la dégradation des habitats de la faune benthique et pélagique (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008). Les conséquences socio-économiques de la dégradation des écosystèmes ont incité les autorités régionales ou nationales à remédier aux hypoxies en réduisant les apports de nutriments et de MO (Diaz et Rosenberg, 2008 ; Soetaert et al., 2006). Cependant, depuis le 20^{ème} siècle, seulement 4% des zones hypoxiques enregistrées ont montré des signes d'amélioration de l'état d'oxygénation des eaux (Diaz et Rosenberg, 2008).

Kemp et al. (2009) décrivent différentes réponses des systèmes à la réduction des apports de nutriments et de MO. La réponse la plus simple est que l'hypoxie est atténuée de manière linéaire en fonction des apports, c.à.d. que la croissance et la décroissance de l'intensité de l'hypoxie suivent la même pente (Figure I.3a). Le deuxième type de réponse est que le système va réagir de manière brutale aux changements d'apports seulement lorsqu'une valeur « seuil » de quantité de nutriments ou de MO sera atteinte (Figure I.3b). Dans le cas où l'eutrophisation a modifié en profondeur le fonctionnement de l'écosystème, ses cycles biogéochimiques, sa chaîne trophique, le système ne répondra pas de la même manière à l'augmentation ou à la diminution des apports extérieurs. En effet, l'écosystème s'étant adapté aux conditions hypoxiques, l'amélioration de la qualité de l'eau lorsque les apports diminueront se fera sur une période plus longue que celle nécessaire à la dégradation du milieu (Figure I.3c et I.3d). Enfin, les apports de nutriments et de MO ne sont pas les seuls facteurs responsables de l'apparition de l'hypoxie, puisque s'y ajoutent les changements climatiques tels que l'augmentation de la température, les événements de crue et de sécheresse, ou la surpêche. Alors la diminution des apports ne permettra pas de revenir aux conditions préindustrielles exactes (Duarte et al., 2009), car « le niveau de base » en oxygène aura changé du fait des autres facteurs (Figures I.3e et I.3f).

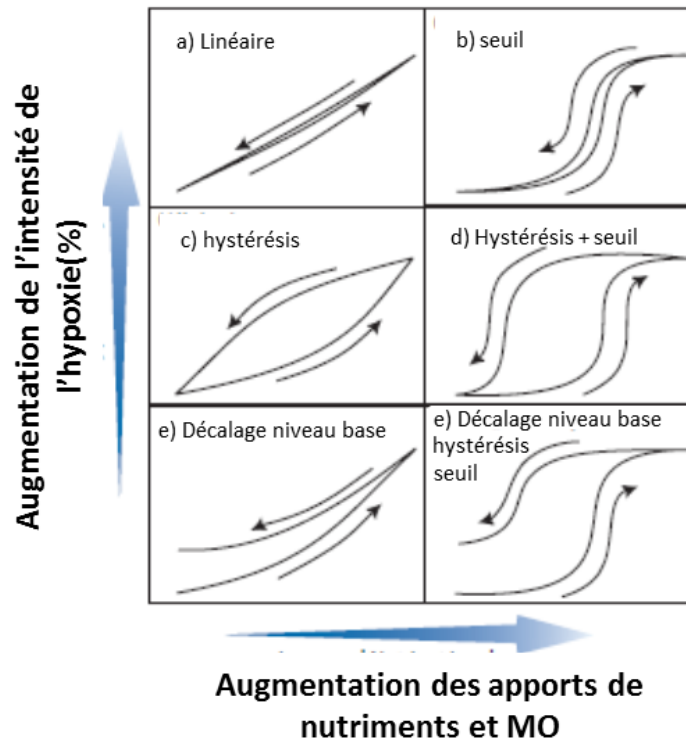


Figure 1.3 : Réponse de l'hypoxie aux apports de nutriments et de MO (Kemp et al., 2009)

La matière organique, responsable de la diminution d'oxygène lorsqu'elle est dégradée, peut avoir différentes origines : elle peut soit être issue de la production primaire aquatique (autochtone), soit d'origine terrestre (allochtone) ou des rejets urbains. Il existe une fraction organique dite labile opposée à celle dite réfractaire. On considère généralement comme labile la fraction du carbone organique (CO) qui est minéralisée en moins d'un an (Lin et Etcheber, 1994), alors que le CO réfractaire est dégradé à des échelles de temps beaucoup plus longues, plusieurs décennies (Hedges, 1992). La connaissance de l'origine et de la nature de la MO est importante car elle permet de déterminer quelle source il sera possible de réduire. En effet, il sera plus facile techniquement de réduire les quantités de MO provenant de rejets urbains bien identifiés, que de réduire celle produite par la production primaire qui est intensifiée par l'apport diffus de nutriments (Kemp et al., 2009).

Pour les systèmes mélangés qui sont soumis aux rejets urbains ponctuels chargés en MO labile et en nutriments, la réponse à la réduction des rejets sera rapide et linéaire, car l'hypoxie est directement liée à la dégradation de la MO labile (Billen et al., 2005; Soetaert et al., 2006). Dans les estuaires de l'Escaut et de la Tamise, l'installation d'une station d'épuration supplémentaire a permis de réduire les rejets de MO et de nutriments et d'améliorer rapidement l'oxygénation des eaux. Dans le cas de l'estuaire turbide de l'Escaut,

les hypoxies estivales enregistrées dans les années 1970 étaient liées de manière linéaire à la dégradation de la MO labile et à l'oxydation de l'ammonium (nitrification). La MO issue de la production primaire était modeste, du fait d'une limitation de la photosynthèse par la lumière. La réduction des rejets de MO labile et de NH_4^+ a permis au bout de 20 ans de revenir à des concentrations d'oxygène précédant les années 1970 (Billen et al., 2005 ; Soetaert et al., 2006). Dans l'estuaire de la Tamise, les hypoxies estivales qui avaient lieu dans les années 1960 et 1970 étaient la cause d'une forte demande biologique en oxygène (DBO). La réduction de 80% de la DBO a permis de dissiper les hypoxies (Tinsley, 1998). La réponse de l'oxygène à la réduction des rejets ne s'est pas déroulée de manière linéaire. En effet, il a fallu atteindre le seuil de 70% de réduction de la DBO pour voir un effet significatif sur les concentrations en oxygène. Cela peut être expliqué par le fait que la respiration était saturée en MO, donc la réduction de MO devait être suffisante pour qu'elle devienne limitée en MO. Une autre explication serait la turbidité de l'eau, qui doit diminuer suffisamment pour permettre une pénétration suffisante de la lumière dans la colonne d'eau favorable à la photosynthèse (Andrews et Rickard, 1980).

Pour les systèmes stratifiés, l'hypoxie est due principalement aux apports de nutriments qui stimulent la production primaire en surface. La réponse de l'écosystème à la réduction des nutriments sera plus complexe, car ceux-ci agissent d'abord sur la production primaire et ensuite sur la consommation en oxygène par la dégradation de la MO dans la couche du fond. De plus, la diminution des nutriments peut conduire à un déséquilibre entre l'azote, le phosphore et la silice et donc modifier la composition du phytoplancton. Sur le plateau continental du nord du Golfe du Mexique, une zone hypoxique de 22 000 km² a été identifiée (Justić et al., 2007), due aux forts apports de nitrate provenant du fleuve du Mississippi. La baie de Chesapeake est la plus grande des États-Unis et est formée par plusieurs fleuves dont les bassins versants couvrent 1,7 x 10⁵ km². Les apports importants d'azote et de phosphore provenant du fleuve Susquehanna entraînent une zone hypoxique qui peut atteindre 9 km³ (Hagy et al., 2004).

Comme le soulignent Conley et al. (2009), la réduction des apports de nutriments est un enjeu important, afin que les zones côtières ne deviennent pas des « zones mortes ». Cependant, cette réduction peut dans une certaine mesure s'opposer aux effets des changements climatiques rendant l'hypoxie inévitable. Aujourd'hui, la réduction des apports de nutriments et de MO labile anthropique ou provenant des fleuves est la seule solution envisageable pour remédier aux événements d'hypoxie (Diaz et Rosenberg, 2008 ; Soetaert et al., 2006).

2. L'estuaire de la Gironde

Cette étude porte sur les événements d'hypoxie dans l'estuaire de la Gironde, qui est localisé sur la côte Atlantique au sud-ouest de la France (Figure I.4). Cet estuaire a été largement étudié du point de vue hydrodynamique, transport sédimentaire (Allen, 1972 ; Castaing et Allen, 1981 ; Jalón-Rojas et al., 2015 ; Sottolichio et al., 2011 ; Sottolichio et Castaing, 1999) et biogéochimique (Abril et al., 1999 ; Etcheber et al., 2011 ; Irigoien et Castel, 1997 ; Lanoux, 2013 ; Veysy, 1998).

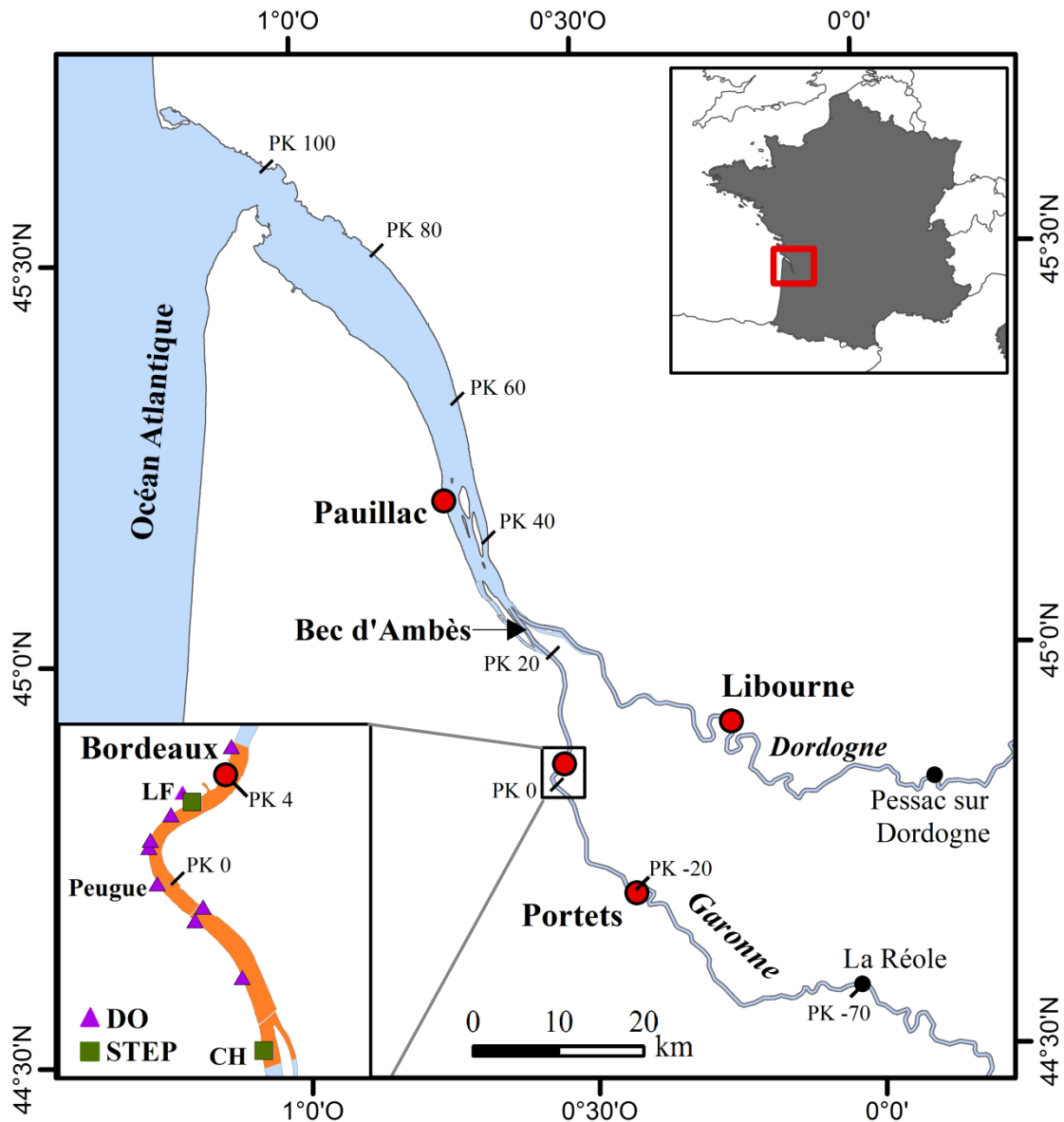


Figure I.4 : Carte de l'estuaire de la Gironde. Les points rouges représentent les 4 stations MAGEST (Libourne, Portets, Bordeaux et Pauillac). Les triangles violets représentent la position des déversoirs d'orage (DO) et les carrés verts la position de stations d'épuration (STEP). Les distances sont notées en point kilométrique (PK) avec le PK0 au pont de Pierre de Bordeaux, PK100 à l'embouchure (entre Royan et la pointe de Grave) et PK-70 à l'amont de Garonne. Les stations MAGEST de Bordeaux et Portets sont situées au PK4 et PK-20. La zone orange représente la zone de Bordeaux où les flux biogéochimiques sont calculés.

2.1. Caractéristique géographique, morpho-dynamique

L'estuaire de la Gironde est un des plus grands estuaires européens, en termes de surface (635 km²). L'impact de la pollution organique y est modéré si on le compare avec d'autres estuaires européens (Abril et al., 2002). Il est formé par la confluence de deux fleuves : la Garonne et la Dordogne qui apportent chacun respectivement 65% et 35% de l'eau douce (Figure I.4). Le débit moyen annuel (somme de la Garonne et la Dordogne) sur la période 2005-2014 est de 680 m³.s⁻¹, avec une moyenne de 1100 m³.s⁻¹ en hiver et de 295 m³.s⁻¹ en été (Jalón-Rojas et al., 2015). Le bassin versant s'étend sur 81 000 km² et draine les eaux douces provenant des Pyrénées (Garonne) et du Massif Central (Dordogne). La profondeur moyenne de l'estuaire est de 20 m à l'embouchure, entre 5 et 10 m au centre et de 5 à 8 m au niveau des fleuves. L'estuaire de la Gironde classé comme un estuaire macro-tidal et bien mélangé. La marée est de type semi-diurne (dominante M2) avec une période de 12h25mn. Son amplitude (marnage) à l'embouchure varie entre 2,5 m en mortes eaux et 5 m en vives eaux (Allen et al., 1980). L'onde de marée se propage depuis l'embouchure, jusqu'à 180 km en amont, à La Réole sur la Garonne et à Pessac-sur-Dordogne sur la Dordogne (Figure I.4).

2.2. Le bouchon vaseux

L'estuaire de la Gironde est caractérisé par une zone de turbidité maximale (ZTM) appelée aussi le bouchon vaseux (BV) (Allen, 1972). Deux mécanismes physiques sont à l'origine de la formation du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Gironde: l'asymétrie de la marée et la circulation résiduelle de densité (Allen et al., 1980).

La marée est une onde longue, sa célérité est donc par définition, proportionnelle à la racine carrée de la hauteur d'eau locale. Alors qu'elle est symétrique en mer, l'onde de marée se déforme lors de sa propagation vers l'amont de l'estuaire, car la crête (pleine mer) se propage plus vite que le creux (basse mer), et devient asymétrique. Ceci entraîne une phase de flot plus courte que la phase de jusant (Figure I.5), mais avec des vitesses de courant plus fortes. De plus, la réduction des sections par la convergence des rives amplifie le marnage et intensifie les vitesses vers l'amont. Ainsi par exemple, pour une marée donnée (Figure I.5), au Verdon (embouchure au niveau du PK100) le marnage est de 5 m et le flot dure 6h12mn, tandis qu'à Bordeaux (96 km en amont), le marnage dépasse 6 m et le flot dure seulement 4h. Les sédiments en suspension transitant dans l'estuaire vont être davantage remis en

suspension en flot qu'en jusant, et décanteront sur le fond plus massivement à l'étale de pleine mer qu'à basse mer (Figure I.6). Il en résulte un transport résiduel des suspensions vers l'amont et un piégeage des sédiments fins autour d'un point nodal de marée (Allen et al., 1980).

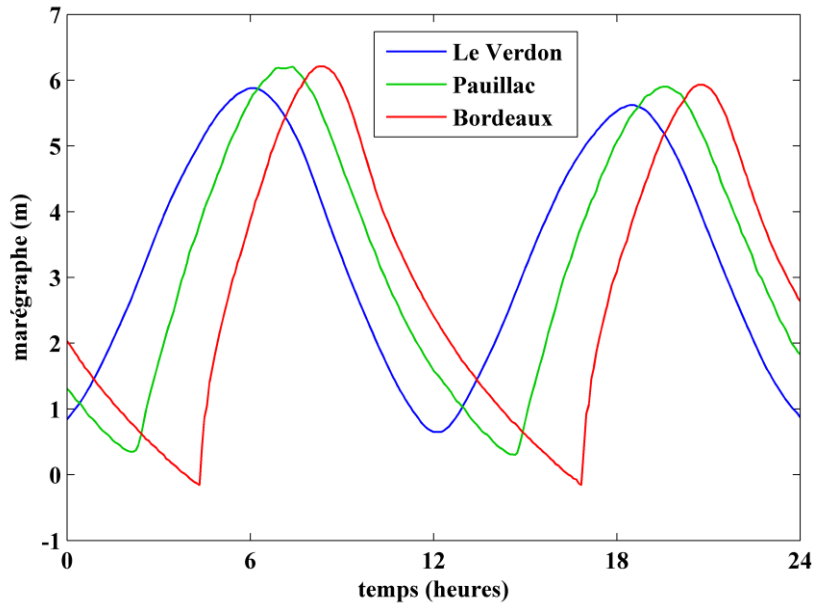


Figure I.5 : Marégraphe (en m) sur Le Verdon (bleu), Pauillac (vert) et Bordeaux (rouge) le 1/03/2006. (Données du Port de Bordeaux)

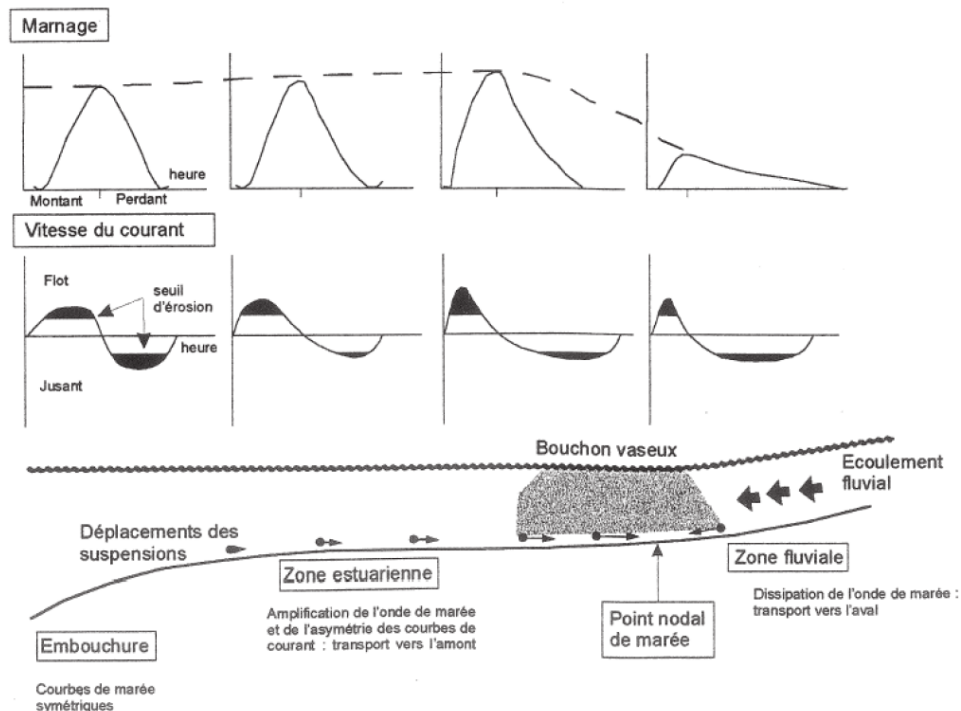


Figure I.6 : Schéma explicatif de l'asymétrie de la marée et de la formation du bouchon vaseux d'après Allen et al. (1980).

La circulation résiduelle est la circulation nette après le « filtrage » de variations instantanées des courants de marée. Elle fait apparaître l'effet des gradients de densité liés aux variations de salinité. La rencontre entre deux masses d'eaux de salinité différente induit un écoulement d'eau douce en surface vers l'aval et une remontée des eaux marines au fond vers l'amont. A l'interface des eaux douces et des eaux marines, une zone de convergence des courants résiduels est observée, nommée « point nodal » (Allen, 1972). Une particule provenant de l'amont qui chute dans les couches du fond au niveau du point nodal de densité sera reconduite vers l'amont par l'écoulement des eaux marines avant d'être encore une fois transportée vers l'aval. Ce cycle de transport va se répéter et les particules vont s'accumuler au point nodal de densité (Figure I.7).

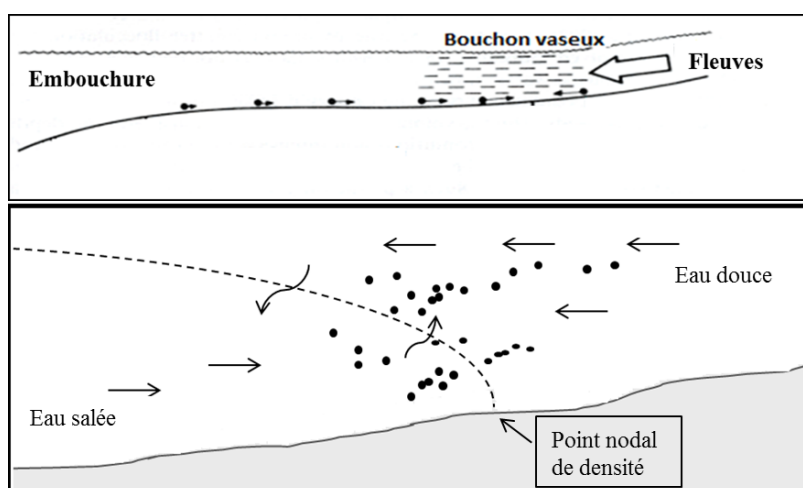


Figure I.7 : Schéma explicatif de la circulation résiduelle de densité

Si les deux mécanismes peuvent théoriquement expliquer la formation d'un bouchon vaseux estuarien de manière indépendante, des études récentes par modèle numérique ont montré qu'en Gironde, c'est l'asymétrie de la marée qui domine (Sottolichio et al., 2000). La circulation de densité semble jouer un rôle complémentaire, puisqu'elle ne permet pas de « former » un bouchon vaseux, mais elle limite la dispersion des sédiments vers l'aval de l'estuaire, et donc elle joue un rôle dans le maintien d'une masse stable du bouchon vaseux sur le moyen terme. Une conclusion similaire avait été tirée sur la Seine (Brenon et Le Hir, 1999), qui a en commun avec la Gironde d'être un estuaire macro-tidal et faiblement stratifié.

La circulation résiduelle et les mécanismes de piégeage des suspensions augmente le temps de résidence de l'eau qui a été estimé compris entre 20 et 86 jours (Jouanneau et Latouche, 1981) et des particules du bouchon vaseux entre 1 et 2 ans (Saari et al., 2010). Le BV est

caractérisé par des concentrations en matières en suspension (MES) supérieures à plusieurs centaines de mg.L^{-1} allant jusqu'à quelques g.L^{-1} . La taille et la position du BV évoluent selon les conditions hydrologiques de l'estuaire, notamment les débits fluviaux et les cycles de marée. En hiver le BV se trouve sur l'estuaire central autour de Pauillac (Figure I.8). A l'échelle du cycle de marée, les concentrations en MES en surface sont toujours maximales à mi-marée à cause de la remise en suspension des particules lorsque les courants sont les plus forts, puis diminuent aux étales de marée car les MES décantent vers le fond. A l'échelle lunaire, les périodes de fort marnage (vives eaux, VE) et de faible marnage (mortes eaux, ME) alternent avec une périodicité de 14 jours. En ME, les MES décantent plus massivement aux étales et forment sur le fond une vase fluide appelée « crème de vase », dans laquelle les concentrations en MES sont supérieures à 100 g.L^{-1} . En VE, lorsque les vitesses de courants redeviennent assez fortes, la crème de vase est remise en suspension quasi totalement. En été, lorsque les débits fluviaux diminuent (étiage) le BV remonte vers l'amont de l'estuaire, jusqu'à Portets sur la Garonne et Libourne en Dordogne (Figure I.8, Jalón-Rojas et al., 2015).

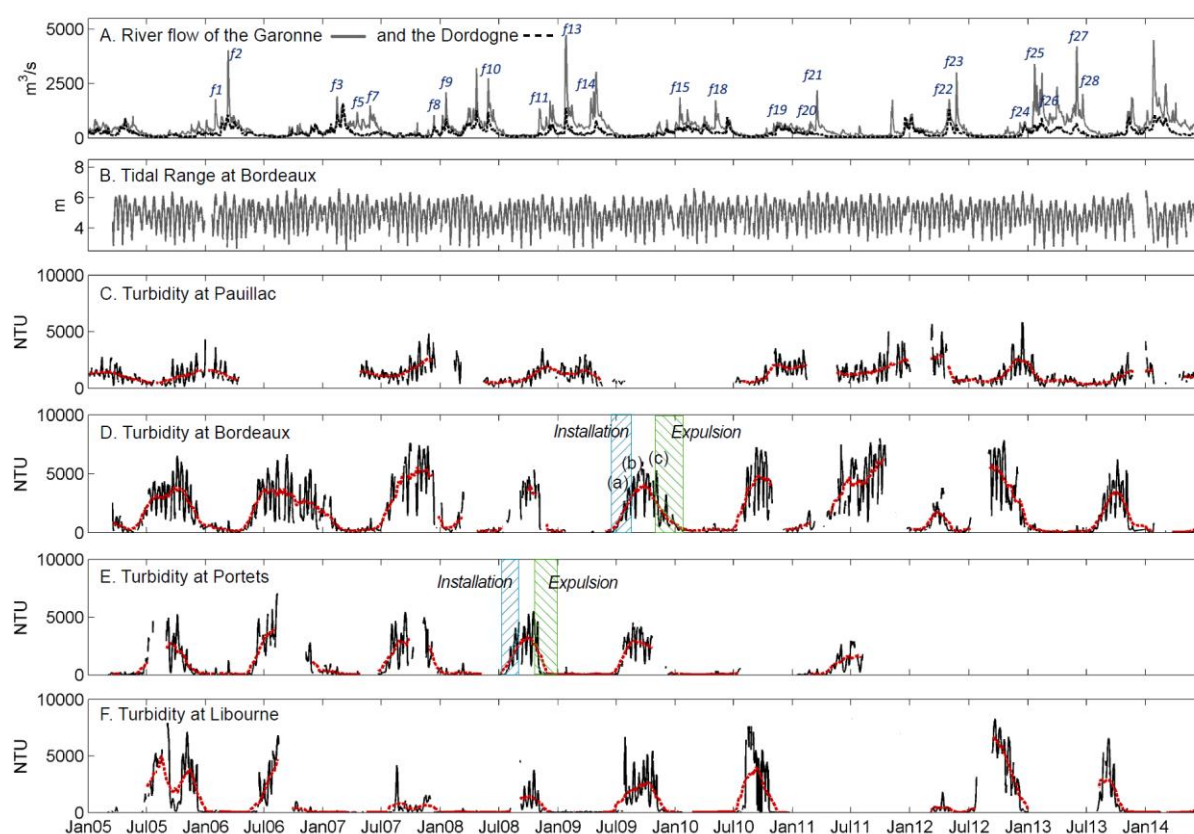


Figure I.8 : Sur 10 années, débit journalier de la Garonne et la Dordogne (a), marnage à Bordeaux (b), turbidité en NTU (moyenne par marée) à Pauillac (c), Bordeaux (d), Portets (e) et Libourne (f). La courbe rouge représente les moyennes lissées selon un filtre de passe-bas, pour souligner la tendance de la turbidité (Jalón-Rojas et al., 2015)

2.3. La biogéochimie de l'estuaire de la Gironde

En milieu estuarien, la photosynthèse ne peut avoir lieu que dans les régions où une couche éclairée est suffisamment importante, c'est à dire en dehors du bouchon vaseux (Irigoien et Castel, 1997). Inversement, la présence de matière en suspension (MES) dans le BV a tendance à favoriser l'activité bactérienne et la minéralisation de la matière organique, les particules servant de support aux communautés bactériennes (Crump et al., 1998 ; Goosen et al., 1999).

Ainsi, dans l'estuaire de la Gironde, le bouchon vaseux étendu et concentré favorise le développement d'une population bactérienne hétérotrophe et limite la photosynthèse. La respiration hétérotrophe est maximale dans le BV (Gattuso et al., 1998), tandis que la production primaire est maximale en amont et en aval du BV même si elle reste relativement faible (Goosen et al., 1999 ; Irigoien et Castel, 1997).

En milieu estuarien macro-tidal en général, et plus particulièrement dans l'estuaire de la Gironde, la photosynthèse est davantage limitée par la disponibilité de la lumière que par celle des nutriments (azote, phosphore). Dans l'estuaire de la Gironde, l'azote inorganique est présent à plus de 90% sous forme de nitrate (NO_3^-), même si les concentrations restent faibles (entre 3 et 50 $\mu\text{mol.L}^{-1}$), par rapport à d'autres estuaires comme la Loire, la Seine, ou encore l'Escaut (IFREMER, 1994). L'ammonium (NH_4^+) intervient dans plusieurs réactions : il est produit lors de la minéralisation de la MO, il est oxydé en NO_3^- lors de la nitrification, et il est assimilé par le phytoplancton. Les concentrations en NH_4^+ sont faibles dans l'estuaire, variant entre 2 et 25 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (IFREMER, 1994). Les teneurs de phosphate aussi sont faibles dans l'estuaire de la Gironde avec une valeur moyenne de 1,6 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (IFREMER, 1994).

Les apports de carbone organique au sein de l'estuaire proviennent du bassin versant amont, de la zone côtière, ou de la région urbaine bordelaise. Ces sources sont classées en deux groupes (Veyssy, 1998a) :

- les apports allochtones : issus du lessivage du milieu terrestre (les litières, les sols, les apports anthropiques).
- les apports autochtones : issus de la production primaire dans le milieu aquatique (le phytoplancton, les bactéries, les macrophytes et les algues benthiques).

Les apports allochtones issus de l'érosion continentale présentent une part de carbone organique réfractaire. En milieu aquatique, on peut dissocier le carbone organique

particulaire (COP) du carbone organique dissous (COD). Par convention, la forme dissoute est celle qui passe à travers les pores d'un filtre de 0,45 µm et la forme particulaire est celle qui reste sur le filtre. Le COP est soumis à la gravité (il peut donc sédimenter) et s'accumule dans le bouchon vaseux, tandis que le COD suit les masses d'eau.

En période de pluie, le lessivage augmente la turbidité du fleuve et le sol devient la source majeure de COP. La matière organique issue du sol subit des décompositions et des transformations importantes, elle possède donc un caractère plus réfractaire que la MO issue des litières, constitué d'ensemble de feuilles mortes et débris végétaux (Veyssy, 1998a). En période de forte turbidité dans le fleuve, les MES sont pauvres en MO par effet de dilution avec des matières minérales et parce que la photosynthèse n'a pas lieu par manque de lumière dans la colonne d'eau. A l'inverse, en période de temps sec, la turbidité dans le fleuve étant plus faible, la production de phytoplancton augmente. Les MES sont alors plus riches en matière organique (Relexans et Etcheber, 1982). Le COP est adsorbé sur les particules en suspension, sa concentration est donc importante dans le BV, et plus faible en amont et en aval du BV. Le pourcentage en COP des matières en suspension dans le bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde est de 1,5% et varie peu au cours des saisons ; cette fraction est majoritairement allochtone (Abril et al., 2002 ; Etcheber et al., 2007). De même, verticalement, la concentration en COP est plus élevée au fond qu'en surface, mais la teneur en COP exprimée en % de MES est homogène (Abril et al., 1999). Dans les rivières, les sols sont des sources de COP avec une concentration moyenne annuelle de 2,6 mg.L⁻¹ (Abril et al., 2002 ; Veyssy, 1998). Dans l'estuaire de la Gironde, il y a donc deux sources allochtones relativement réfractaires : celle provenant des sols, très réfractaire et considérée comme conservative lors de son transit dans l'estuaire, et celle provenant des litières qui y est entièrement dégradée du fait des temps de résidence de plusieurs mois (Etcheber et al., 2007). La source autochtone phytoplanctonique est relativement modeste dans la Gironde, les fleuves de la Garonne et la Dordogne étant peu eutrophisés (Abril et al., 2002). Des floraisons phytoplanctoniques ont lieu au printemps et en été dans la zone aval du bouchon vaseux, au niveau et au-delà du PK70, mais ces apports de MO labile se produisent dans une zone de l'estuaire qui reste bien oxygénée toute l'année. Enfin, du COP biodégradable est apporté par les rejets urbains de l'agglomération de Bordeaux, notamment par les déversoirs d'orage très chargés en MES (Lanoux, 2013).

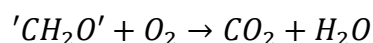
Le carbone organique dissous est constitué d'un ensemble de macromolécules organiques formées par la dégradation partielle de matériel biologique animal ou végétal, d'origine

terrestre ou aquatique, et transporté vers l'océan par le lessivage des sols. Pendant de nombreuses années, le COD d'origine terrestre a été considéré comme relativement réfractaire à la dégradation dans les milieux aquatiques, car il avait un comportement conservatif en termes de concentration, de l'amont vers l'aval et au cours de l'année (Laane, 1980). Cependant, des études plus récentes ont montré que le COD en milieu fluvial et estuarien comportait une fraction biodégradable. Des apports latéraux ou internes de COD ont été ainsi observés aux faibles salinités (Abril et al., 2002 ; Middelburg et Herman, 2007). Dans le bouchon vaseux de la Gironde, les teneurs en COD varient de 1,7 à 2,5 mg.L⁻¹ entre l'été et l'hiver (Abril et al., 2002). Ces variations saisonnières peuvent être expliquées par des échanges entre les phases dissoutes et particulaires (Abril et al., 1999). Dans les rivières, la concentration moyenne annuelle du COD est de 3,1 mg.L⁻¹ (Abril et al., 2002 ; Veyssy, 1998), il est majoritairement d'origine terrigène (Aitkenhead et McDowell, 2000) et est constitué de substances humiques relativement résistantes à l'activité hétérotrophe (Vacher, 2004).

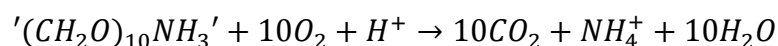
L'estuaire de la Gironde est un écosystème hétérotrophe, car la dégradation de la matière organique par les organismes hétérotrophes (principalement bactéries) prédomine sur la production de matière organique par les organismes autotrophes (algues). Cette hétérotrophie se traduit par des niveaux d'oxygénation sous la valeur à saturation, et la zone autour de Bordeaux peut ainsi connaître des épisodes d'hypoxie en période de faible débit fluvial et de température des eaux élevée. Dans l'estuaire de la Gironde deux processus sont responsables de la consommation de l'oxygène dissous : la respiration aérobie et la nitrification. La photosynthèse étant limitée, la source d'oxygène provient donc essentiellement de l'atmosphère via l'aération.

- **La respiration aérobie**

La respiration aérobie dégrade le carbone organique en consommant de l'oxygène via les bactéries hétérotrophes. Si on écrit la composition de la MO sous la forme simplifiée ci-dessous, alors la respiration s'écrit :



Si on écrit la composition de la MO en tenant compte de sa teneur en azote et de son rapport C/N de 10 dans la Gironde (Savoye et al., 2012), alors la respiration s'écrit :



- **La nitrification**

La nitrification est l'oxydation de l'ammonium. Cette réaction se déroule en deux étapes en milieu aérobie :



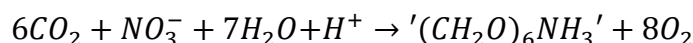
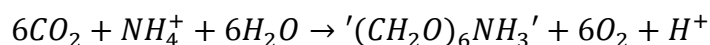
La nitrosation est réalisée par les bactéries nitrosantes : $NH_4^+ + 1,5O_2 \rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O$

La nitratisation est réalisée par les bactéries nitrifiantes : $NO_2^- + 0,5O_2 \rightarrow NO_3^-$

Les nitrites sont très rapidement transformés en nitrates et dans l'estuaire de la Gironde, la concentration en nitrite reste toujours sous la limite de détection. La nitrification est maximale dans le BV, car les bactéries nitrifiantes s'y développent préférentiellement sous forme attachée aux particules (Owens, 1986).

- **La photosynthèse**

La matière inorganique est transformée en matière organique par la photosynthèse :



- **La ré-aération**

A l'interface eau-atmosphère, des échanges de gaz se produisent, dont des échanges d'oxygène moléculaire. L'intensité de ces échanges dépend des conditions de turbulence au niveau de la couche limite entre l'eau et l'air. Plusieurs paramètres influencent cette turbulence dans les milieux aquatiques, tels que les vagues et les courants superficiels générés par le vent, la présence de bulles d'air, l'évaporation/condensation, ou encore les précipitations (Abril et al., 2009 ; Borges et al., 2004). Dans les estuaires en général, la turbulence est générée par le forçage du vent et par le frottement au fond et en surface dus aux courants de marée (Borges et al., 2004 ; Zappa et al., 2007, 2003). Cependant, dans la Gironde la forte turbidité atténue la turbulence par la stratification de la colonne d'eau en MES et en augmentant l'énergie de dissipation visqueuse (Abril et al., 2009). La surface du plan d'eau estuarien doit aussi être prise en compte. En effet, le fetch est la distance sur laquelle le vent peut souffler pour développer de la turbulence dans les eaux de surface. Si la direction du vent est favorable, le fetch peut être étendu et ainsi générer un clapot important et davantage de turbulence sur un écosystème de grande superficie (Abril et al., 2009). Pour une même vitesse de vent, l'agitation en surface est moindre dans un petit estuaire, car il est

plus protégé et le fetch est limité par la taille du plan d'eau. L'aération dépend donc du courant, de la vitesse de vent, de la concentration en MES et de la surface de l'estuaire. Abril et al. (2009) ont aussi mis en évidence que lorsque la tension du vent et le courant sont dans des directions opposées, de petites vagues se forment et accélèrent les échanges gazeux avec l'atmosphère.

2.4. Déversement des eaux usées provenant de la métropole de Bordeaux

La métropole de Bordeaux étant construite sur les bords de la Garonne (Figure I.4 et Figure I.9), au niveau du PK0 et PK4, elle affecte la qualité de l'eau de l'estuaire plus particulièrement dans cette zone. Les zones urbaines constituent une perturbation majeure des écosystèmes aquatiques à travers les rejets d'effluents dans le milieu naturel. La première forme de pollution pour l'environnement aquatique est due à la MO labile des effluents urbains, qui sera dégradée par l'activité des bactéries hétérotrophes en consommant de l'OD. Les eaux urbaines sont aussi riches en azote sous forme d'ammonium, qui va aussi consommer de l'oxygène en s'oxydant en nitrate par les bactéries nitrifiantes.

Les eaux urbaines sont principalement des eaux usées domestiques issues des eaux-vannes qui sont chargées en matières fécales, et des eaux ménagères provenant des machines à laver et de la salle de bain. Les eaux pluviales riches en demande biologique en oxygène drainent les polluants accumulés dans les rues, les champs ou les forêts (EPA, 1983).

Le système d'assainissement de Bordeaux métropole regroupe 28 communes, soit 749 595 habitants en 2015 et s'étend sur 578 km² (Figure I.8). Le centre de l'agglomération est équipé de réseaux unitaires (les eaux usées domestiques sont mélangées avec les eaux pluviales), tandis que la périphérie de la métropole est équipée de réseaux séparatifs (les eaux usées domestiques et pluviales sont collectées séparément). L'agglomération est équipée de 6 stations d'épuration (STEP) qui ont une capacité totale théorique de traitement de 979 700 équivalents habitants (EH, unité de mesure qui se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour), ainsi que de 23 déversoirs d'orage (DO). En période de temps sec, toutes les eaux usées du réseau unitaire sont évacuées vers les STEPs et sont déversées en milieu naturel après traitement. Par temps de pluie, si la capacité de stockage des stations est dépassée, les eaux usées diluées excédentaires du réseau unitaire sont évacuées vers les DO avant d'être déversées vers le milieu naturel sans traitement (Lanoux, 2013).

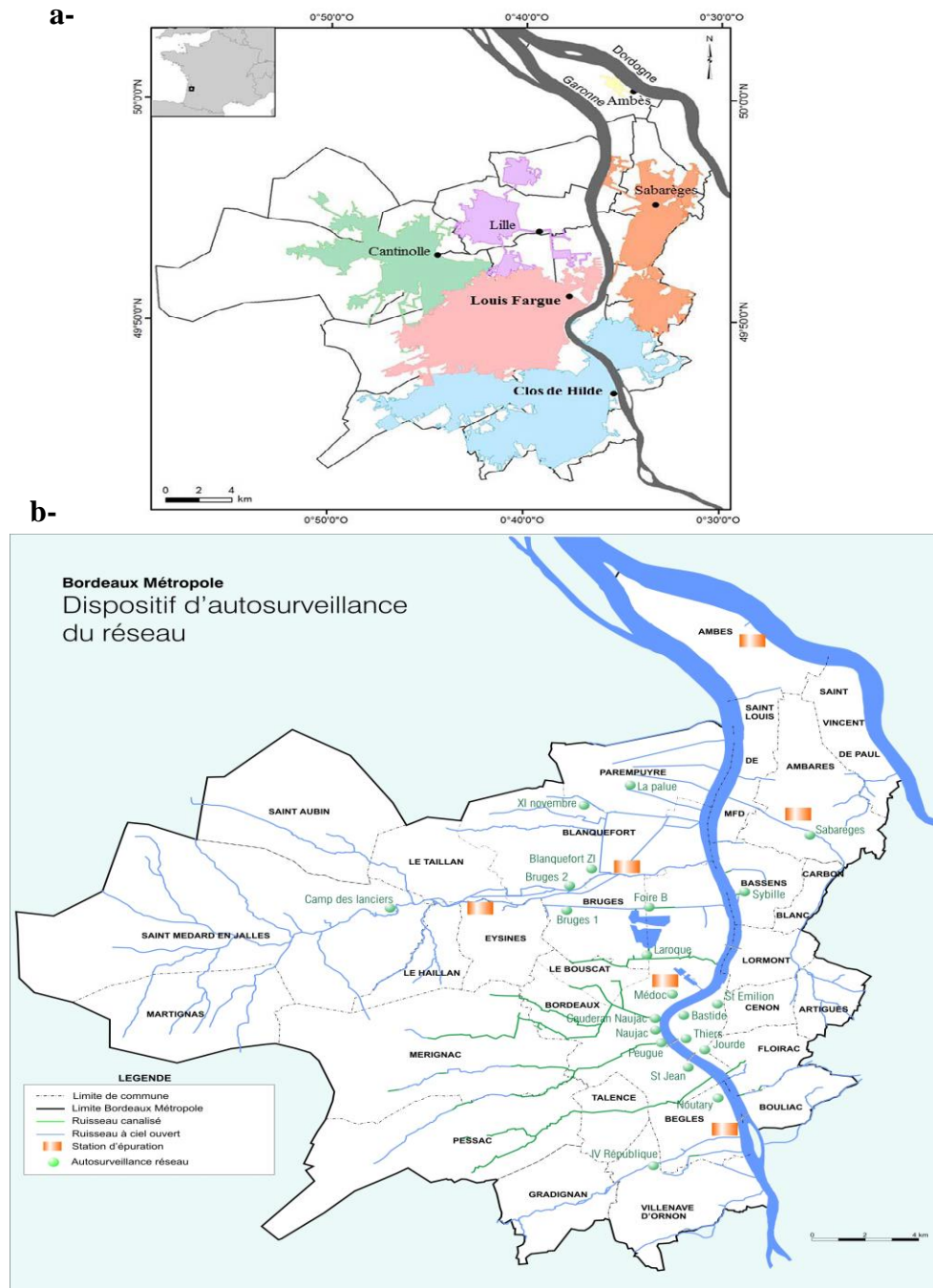


Figure I.9 : (a) Localisation des stations d'épuration et de leurs zones d'influence. (b) Les points verts représentent les déversoirs d'orage et les rectangles oranges les STEPs de l'ensemble du réseau urbain de la Métropole de Bordeaux

Clos de Hilde et Louis Fargue sont les deux STEPs les plus importantes de Bordeaux Métropole (Figure I.9) et traitent à elles seules 84% des rejets déversés après traitement. Clos de Hilde est raccordée à 1100 km de réseau dont 87% est séparatif et 13% unitaire, avec une capacité de traitement de 410 000 EH. Louis Fargue est raccordée à 1 100 km de réseau aussi dont 40% est séparatif et 60% unitaire, avec une capacité de traitement de 300 000 EH. L'épuration des eaux usées nécessite plusieurs étapes de traitements physiques, physico-

chimiques et biologiques (Lanoux, 2013). Depuis 2011, les deux STEP s suivent exactement les mêmes étapes de traitement des eaux usées. Dans un premier temps les eaux usées subissent un prétraitement qui consiste à les dessabler, dégraisser et tamiser. Ensuite, les effluents passent par le traitement primaire physico-chimique qui consiste à clarifier les eaux en suivant les étapes de coagulation et de décantation. Enfin, les eaux usées suivent le traitement secondaire biologique par biofiltration qui permet d'éliminer la partie carbonée et azotée. Avant 2011, le traitement secondaire biologique de la station de Louis Fargue utilisait un procédé par boues activées composé de bassins d'aération et de clarificateurs (Lanoux, 2013). Les rendements moyens annuels étaient alors meilleurs pour Clos de Hilde que pour Louis Fargue. Avant la réhabilitation de Louis Fargue, les taux d'abattement étaient supérieurs à 80% pour le COP, inférieurs à 50% pour le COD et inférieurs à 15% pour l'ammonium (Lanoux, 2013). Pour la STEP Clos de Hilde, les taux d'abattement sont bien meilleurs ; supérieurs à 95% pour le COP, supérieurs à 75% pour le COD et entre 30 et 45% pour l'ammonium (Lanoux, 2013). Actuellement Louis Fargue a des rendements identiques à ceux de Clos de Hilde.

Malgré ces forts taux d'abattement, les rejets des STEP s vers la Garonne estuarienne contiennent encore de la matière organique fortement labile, qui est donc rapidement dégradée en consommant de l'oxygène dans l'estuaire. Les cinétiques de dégradation du COP et COD ont été établies par Lanoux (2013). Les travaux réalisés par Lanoux (2013) sur les années 2010 et 2011 ont montré que les STEP s déversent majoritairement du NH_4^+ dans la Garonne, tandis que les DOs rejettent majoritairement du COP (Tableau I.2). Lanoux (2013) a quantifié les flux de COP, COD et de NH_4^+ rejetés en Garonne par les DOs et les STEP s pour les années 2010 et 2011 (Tableau I.3). Pour les déversoirs d'orage, les flux ont été estimés à partir de mesures effectuées sur le DO du Peugeot (Figure I.9) qui représente 50% des rejets (en volume) des DOs. Les concentrations du COP, COD et NH_4^+ rejetés par les STEP s Clos de Hilde et Louis Fargue et le DO du Peugeot sont dans le tableau I.2.

Tableau I.2 : Concentration du COP, COD et NH_4^+ en $\mu\text{mol.L}^{-1}$ pour les STEP s Clos de Hilde et Louis Fargue et le déversoir d'orage (DO) du Peugeot en 2010 et 2011 (avant réhabilitation de la STEP Louis Fargue) (Lanoux, 2013).

	Clos de Hilde	Louis Fargue	DO Peugeot
COP ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	584	1717	6333
COD ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	734	1207	1250
NH_4^+ ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)	1512	1875	214

Tableau I.3 : Flux moyens rejetés par les STEP_s Clos de Hilde, Louis Fargue et le déversoir d'orage (DO) du Peugue en 2010 et 2011 (avant réhabilitation de la STEP Louis Fargue) (Lanoux, 2013). TP = temps de pluie

		Clos de Hilde				Louis Fargue				DO Peugue			
		Débit (m ³ .j ⁻¹)	COP (t.j ⁻¹)	COD (t.j ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (t.j ⁻¹)	Débit (m ³ .j ⁻¹)	COP (t.j ⁻¹)	COD (t.j ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (t.j ⁻¹)	Débit (m ³ .j ⁻¹)	COP (t.j ⁻¹)	COD (t.j ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (t.j ⁻¹)
2010	Annuel	63160	0,4	0,5	1,3	102000	1,8	1,4	2,4	34780	2,6	0,5	0,1
	Été	47445	0,4	0,4	1,2	68970	1,3	1	2,2	3350	0,3	0,05	0,01
	TP en été	65530	0,4	0,5	0,9	113870	2,5	1,7	2,4	63570	4,8	1	0,2
2011	Annuel	61360	0,5	0,6	1,7	82200	1,8	1,3	2,6	16230	1,2	0,2	0,05
	Été	53575	0,4	0,5	1,3	72240	1,6	1,1	2,1	21380	1,6	0,3	0,1
	TP en été	71445	0,4	0,7	1,1	118300	2,5	1,5	2,4	122000	9,2	1,8	0,4

2.5.Épisodes d'hypoxies dans l'estuaire de la Gironde

Le réseau de surveillance de qualité de l'eau MAGEST (Etcheber et al., 2011) a été mis en place en 2004 avec pour objectif d'obtenir des bases de données à haute résolution temporelle de paramètres hydro-sédimentaires et physico-chimiques permettant de contrôler les conditions environnementales du milieu et de surveiller des épisodes critiques, ou encore l'impact du changement climatique (diminution des débits, intrusion marine, augmentation de la température). Le réseau MAGEST était constitué à ses débuts de 4 stations automatisées : Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne (Figure I.4) qui mesurent en continu (toutes les 10 minutes) à 1 m sous la surface, la température, la salinité, la turbidité et la concentration en oxygène dissous (Etcheber et al., 2011 ; Lanoux et al., 2013). La station de Portets a cessé de fonctionner en 2011, et a été remplacée par une station plus légère à Cadillac, à une quinzaine de km en amont.

Le terme « hypoxie » est défini par une concentration en oxygène inférieure à 2 mg.L^{-1} (ou $62,5 \text{ } \mu\text{mol.L}^{-1}$). Cependant, dans l'estuaire de la Gironde certaines populations biologiques sont perturbées bien avant que la concentration en OD n'atteigne 2 mg.L^{-1} . Par exemple, les expériences réalisées à 25°C sur des juvéniles d'alose montrent une perturbation comportementale à partir d'une concentration en oxygène de $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$ (Lanoux et al., 2014). Ainsi, les équipes d'IRSTEA (Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) ont établi une grille de qualité de l'eau selon la concentration en oxygène dissous, correspondant aux recommandations les plus exigeantes par rapport aux poissons dans les estuaires (Tableau I.4).

Tableau I.4 : Grille de qualité des concentrations d'oxygène dissous selon l'IRSTEA

Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
$\text{OD} > 7 \text{ mg.L}^{-1}$	$7 > \text{OD} > 5 \text{ mg.L}^{-1}$	$5 > \text{OD} > 3 \text{ mg.L}^{-1}$	$3 > \text{OD} > 2 \text{ mg.L}^{-1}$	$\text{OD} < 2 \text{ mg.L}^{-1}$

Grâce au suivi MAGEST, les épisodes de désoxygénation des eaux de la Gironde ont pu être caractérisés spatialement et temporellement. Ainsi, les chroniques de concentration en oxygène montrent en hiver des eaux bien oxygénées sur les 4 stations et en été une diminution de l'OD sur Bordeaux, Portets et Libourne (Figure I.10). Sur ces 3 stations, les

chutes d'OD sont corrélées avec les maxima de turbidité observés en été, lors du déplacement du BV vers l'amont (Lanoux et al., 2013).

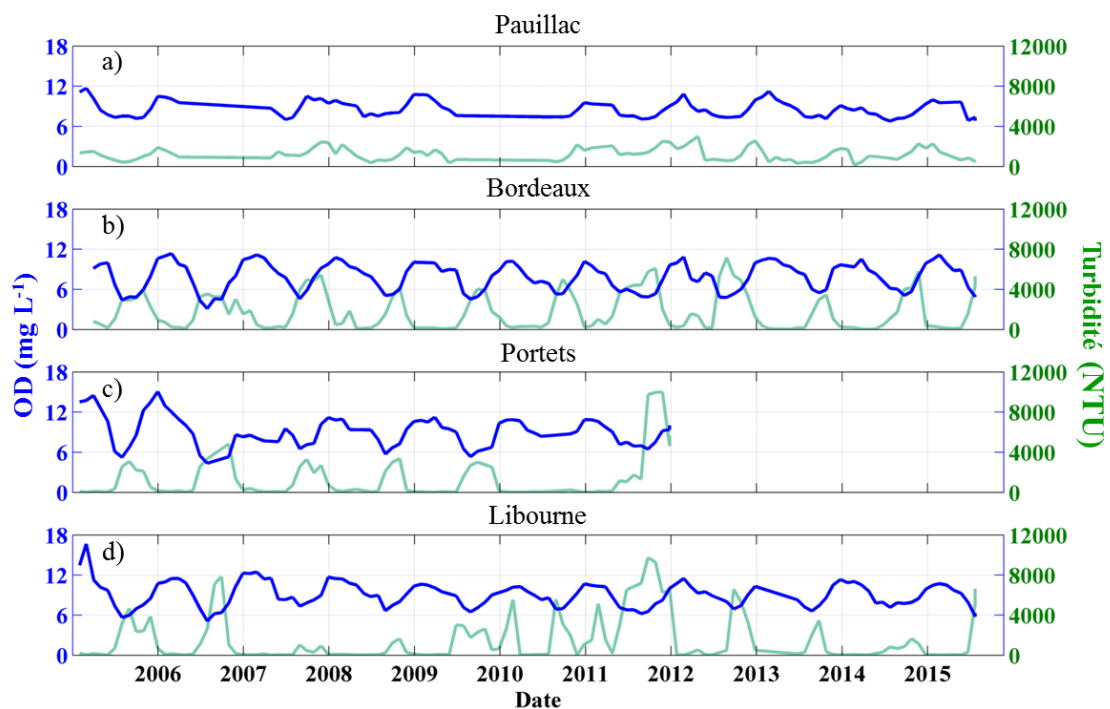


Figure I.10 : Évolution interannuelle et saisonnière des concentrations moyennes mensuelles en oxygène dissous (mg.L^{-1}) en bleu et de la turbidité (NTU) à Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne de 2005 à 2015.

Pendant ces périodes estivales à Bordeaux, la chute d'oxygène a lieu lors de la transition des vives eaux aux mortes eaux, lorsque les MES en surface atteignent leur valeur maximum et pour une température élevée (Figure I.11 ; Etcheber et al., 2011 et Lanoux et al., 2013). En effet, en vives eaux les particules sont davantage remises en suspension, et alors le COP attaché aux particules consomme davantage d'oxygène lorsqu'il est dégradé par les bactéries.

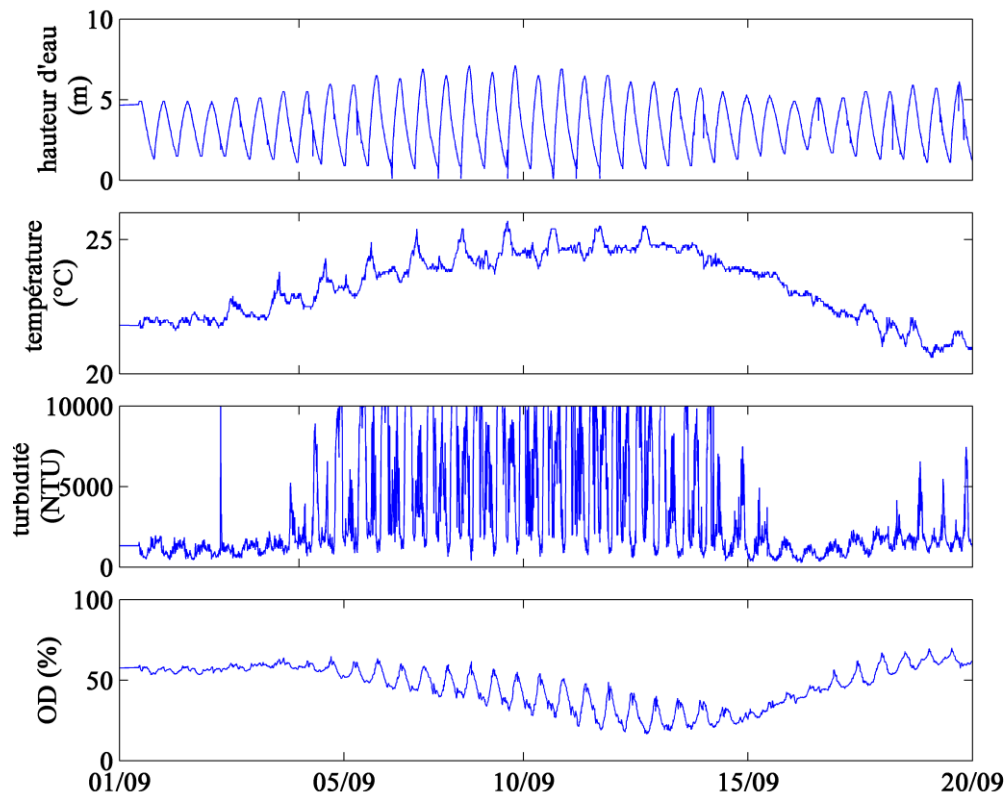


Figure I.11 : Évolution temporelle de la hauteur d'eau (m), température, turbidité (NTU) et de l'oxygène (% de saturation) sur Bordeaux du 01/09/2006 au 20/09/2006 (Lanoux et al., 2013).

La comparaison de l'évolution temporelle de l'OD sur les 3 stations amont montre des différences. Par exemple en 2011, la concentration en oxygène est significativement plus faible à Bordeaux qu'à Portets et Libourne, pour des teneurs en MES équivalentes (Etcheber et al., 2011 ; Lanoux et al., 2013, Figure I.12). Ce résultat est visible pour toutes les années d'enregistrement MAGEST. Il semblerait donc que les déversements des eaux urbaines intensifient les hypoxies estivales à Bordeaux (Etcheber et al., 2011 ; Lanoux et al., 2013).

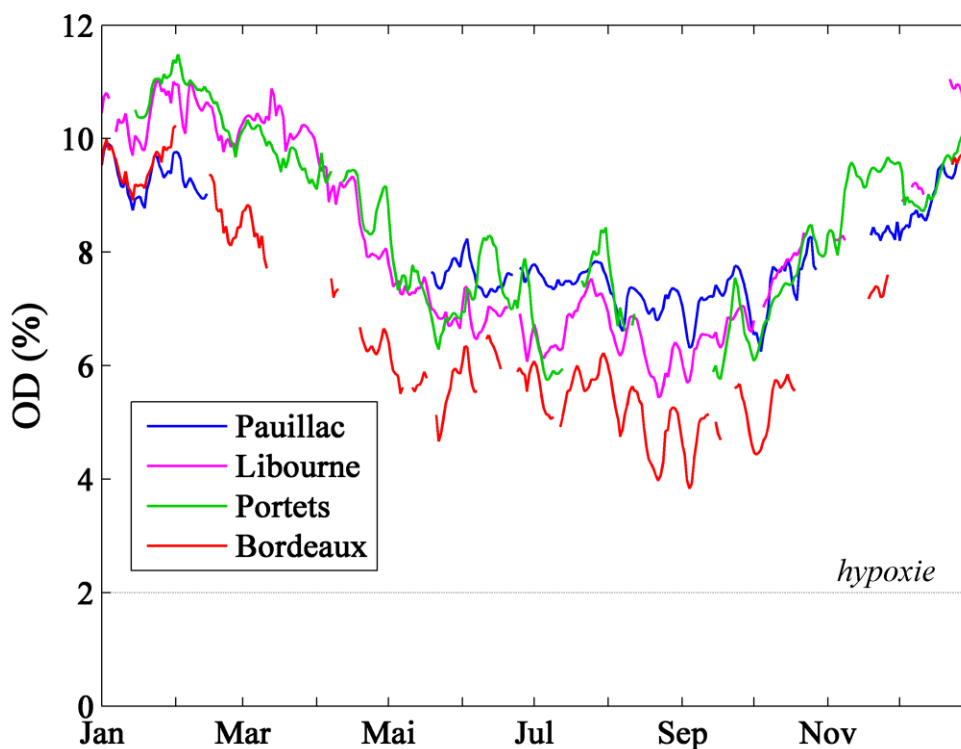


Figure I.12 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) sur Pauillac (bleu), Bordeaux (rouge), Portets (vert) et Libourne (violet) sur l'année 2011.

La concentration moyenne en OD à Bordeaux est la plus faible que ce soit en période estivale ou sur toute l'année (Tableau I.5). A Portets et Libourne, la qualité de l'eau est considérée comme « bonne » en été, tandis que sur Bordeaux elle approche le niveau « moyen » (Tableau I.4, selon les critères de qualité de l'IRSTEA).

Tableau I.5 : Bilan des concentrations en oxygène (moyennes journalières) à Bordeaux, Portets et Libourne. Calculées à partir de 10 ans de données MAGEST de 2005 à 2015 (à 2012 pour Portets). La valeur moyenne correspond à la moyenne sur toute la période en mg.L^{-1} ; la moyenne estivale en mg.L^{-1} est calculée pour la période du 21 juin au 23 septembre; la valeur minimale correspond au minimum d'oxygène en mg.L^{-1} sur toute la période. Les valeurs moyennes sont indicatives dans la mesure où il y a des données manquantes (Bordeaux 22,29%, Portets 29,57%; Libourne 16,10%).

	Moyenne	Moyenne estivale	Minimum	% de temps : OD < 2 mg.L^{-1}	% de temps : OD < 3 mg.L^{-1}	% de temps : OD < 5 mg.L^{-1}
Bordeaux	7,8	5,3	1,85	0,07	0,79	11,06
Portets	9,1	6,8	3,30	0,00	0,00	3,65
Libourne	9,0	7,0	4,33	0,00	0,00	0,46

L'évolution de l'oxygène dissous à l'échelle du cycle de marée semi-diurne montre le minimum d'OD à basse mer et le maximum à pleine mer à Bordeaux (Lanoux et al., 2013). A Portets et Libourne on observe l'inverse : le minimum a lieu à pleine mer et le maximum à basse mer (Figure I.13). Ceci peut nous laisser penser que le BV se situe entre Bordeaux et Portets sur la Garonne et en aval de Libourne sur la Dordogne. A basse mer, le BV se déplace vers l'aval, et le minimum d'oxygène se situe alors autour de Bordeaux. A pleine mer, le BV se déplace vers l'amont et le minimum d'oxygène s'approche de Portets (sur la Garonne) et de Libourne (sur la Dordogne). De plus, les eaux sont nettement plus oxygénées à Libourne qu'à Portets, pouvant être expliqué d'une part, par une turbidité plus faible et d'autre part, par l'impact des rejets des effluents urbains (Figure I.13).

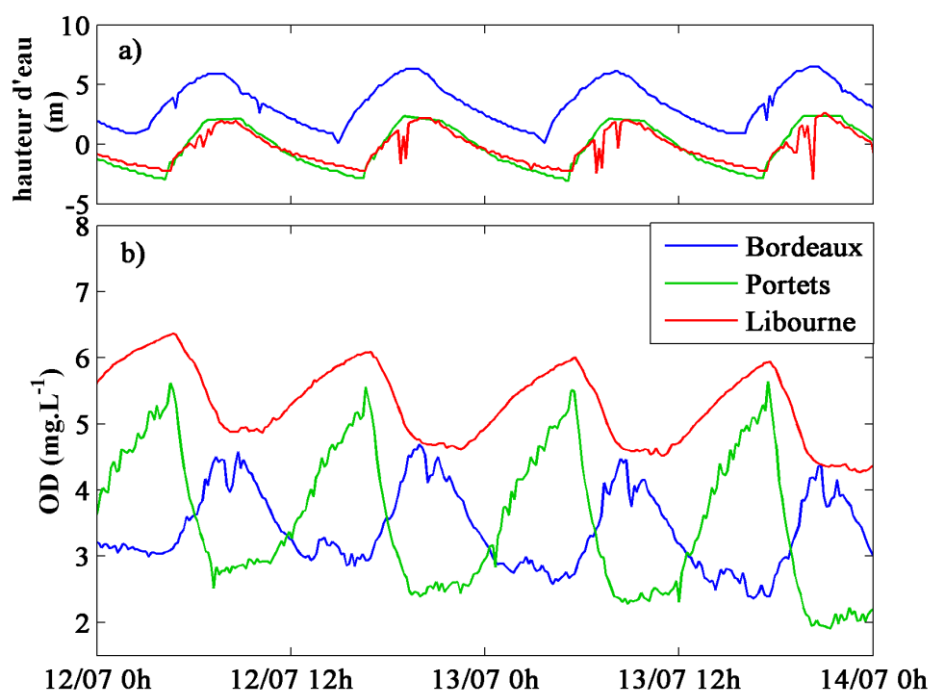


Figure I.13 : (a) Hauteur d'eau (m) et (b) variation de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) à l'échelle du cycle de marée du 12/07/2006 au 14/07/2006 sur Bordeaux (bleu), Portets (vert) et Libourne (rouge).

On remarque des concentrations moyennes d'OD en été différentes entre les années 2006 et 2013 : à Bordeaux, $3,83 \text{ mg.L}^{-1}$ en 2006 et $6,85 \text{ mg.L}^{-1}$ en 2013. L'année 2006 est caractérisée par un été chaud et sec (60 jours où le débit de la Garonne inférieur à $110 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) alors que 2013 est une année humide (0 jour où le débit de la Garonne inférieur à $110 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) où le BV s'installe sur la Garonne seulement au mois d'août.

Les phénomènes d'hypoxie sur l'estuaire de la Gironde ont lieu sur la section de la Garonne. Le réseau MAGEST a permis de montrer que trois conditions doivent être réunies pour que les chutes d'oxygène apparaissent : des températures élevées, un débit fluvial faible pour que le BV se déplace dans la partie fluviale de l'estuaire, et des conditions de marée de déchet (transition des vives eaux vers les mortes eaux) (Lanoux et al., 2013 ; Schmidt et al., 2016a). A ces facteurs naturels, s'ajoutent les rejets urbains qui augmentent les hypoxies. Les hypoxies de la Gironde sont donc de type « épisodique », avec une durée de quelques jours à une semaine (Tableau I.5).

3. Les modèles biogéochimiques des écosystèmes aquatiques

Les modèles biogéochimiques sont développés dans le but de comprendre et prévoir les variations spatio-temporelles des éléments chimiques (oxygène dissous, carbone, azote, phosphore...) sous l'action de l'activité biologique (bactéries, phytoplancton, zooplancton,...) et de phénomènes physiques (dispersion, sédimentation, aération, ...). Une fois validés, ces modèles peuvent servir d'outil de gestion pour évaluer les impacts d'une pollution, d'une réduction de pollution, ou du changement climatique sur la qualité du milieu. Les études portant sur la modélisation de l'oxygène dissous permettent d'améliorer les connaissances des facteurs responsables de la formation des zones hypoxiques et d'identifier la contribution individuelle de chaque processus biogéochimique et physique (Lopes et al., 2008 ; Peña et al., 2010 ; Talke et al., 2009 ; Testa et al., 2014). De plus, l'impact de l'urbanisation des zones côtières peut être simulé en insérant des apports de matières supplémentaires. Les modèles deviennent des outils utiles pour la gestion de la qualité des eaux côtières, des fleuves, des rivières ou des lacs. Ils peuvent aussi être utilisés pour tester des scénarii de remédiation des événements d'hypoxie, par exemple en diminuant les apports de nutriments ou de matière organique (Cercó et al., 2000 ; Justić et al., 2007 ; Skerratt et al., 2013 ; Vanderborgh et al., 2007 ; Wild-Allen et al., 2009). L'objectif final d'un modèle biogéochimique est de devenir un outil d'aide à la décision pour les politiques de gestion de l'eau.

3.1.Principe des modèles biogéochimiques

Afin de reproduire de manière réaliste les cycles biogéochimiques de l'écosystème aquatique, il est important de porter une attention aux différents forçages qui s'appliquent. Le couplage du modèle biogéochimique à un modèle hydrodynamique est essentiel afin d'avoir une représentation réaliste de la dynamique des éléments biogéochimiques (Peña et al., 2010). Selon les environnements et les processus biogéochimiques qui s'y déroulent, il peut être aussi nécessaire de coupler les modèles biogéochimiques avec un modèle de transport sédimentaire (dépôt, remise en suspension, floculation des particules ; Cugier et Le Hir, 2002), avec un modèle diagénétique (réactions biogéochimiques qui ont lieu dans la couche sédimentaire ; Soetaert et al., 2000 ; Soetaert et Middelburg, 2009) ou avec un modèle de dynamique de populations biologiques (trophie, développement d'une espèce ; Blauw et al., 2008).

Les modèles biogéochimiques varient suivant les processus représentés : de la croissance du phytoplancton vu comme une seule entité homogène pour les plus simples à la description détaillée de plusieurs compartiments du réseau trophique pour les plus complexes. Les premiers modèles biogéochimiques du milieu aquatique consistaient en un modèle NPZ (Nutriments, Phytoplancton, Zooplancton ; Steele, 1962), puis les détritiques ont été ajoutés dans les modèles NPZD (Nutriments, Phytoplancton, Zooplancton, Détritiques). Le nombre de variables d'état peut être augmenté en divisant les compartiments en sous-groupes. Par exemple, en prenant en compte différents types de phytoplancton (comme les diatomées, cyanobactéries, dinoflagellés ...), de zooplancton (comme les micro- et méso- zooplancton) et de nutriments (l'ammonium, les nitrates, le phosphate et les silicates) (Billen et al., 1994). De plus, si l'on s'intéresse au cycle complet de plusieurs éléments (carbone, azote, phosphore, oxygène dissous), des compartiments tels que la matière organique dissoute/particulaire carbonée, azotée, et phosphorée pourront être ajoutés (Peña et al., 2010). Lors de la construction du modèle biogéochimique, en plus de devoir choisir le nombre et le type de variables, il est nécessaire de choisir les processus les plus significatifs et les formulations qui permettront de simuler au mieux les interactions entre chacune des variables. Ces choix sont faits en fonction de la problématique scientifique et de la zone d'étude. Les connaissances de l'écosystème et les mesures expérimentales réalisées *in-vitro* ou *in-situ* sont alors extrêmement utiles pour choisir les variables, les processus et leurs formulations.

Dans le cas d'un système eutrophe et stratifié, il sera important de bien représenter la photosynthèse et les processus de croissance et de mortalité du phytoplancton. De plus les processus liés à l'activité du zooplancton pourront être décrits (la croissance, la prédation, le broutage et la mortalité) par le modèle. Inversement, pour un système turbide et mélangé, la photosynthèse ne sera pas toujours utile à simuler ; par contre la dynamique de la matière en suspension devra généralement être prise en compte. Les processus simulés généralement dans les modèles pour chacune des variables sont détaillés dans le tableau I.6.

Tableau I.6 : Les processus associés pour chaque variable d'état dans la colonne d'eau.

Variables	Processus
Phytoplancton	production (ou photosynthèse), broutage par le zooplancton, respiration, sédimentation et mortalité du phytoplancton.
Zooplancton	broutage du phytoplancton, respiration, excrétion, mortalité et prédation.
Carbone organique particulaire (COP)	respiration du phytoplancton et hydrolyse
Carbone organique dissous (COD)	minéralisation, hydrolyse et dénitrification
Phosphore organique particulaire (POP)	respiration du phytoplancton et hydrolyse
Phosphore organique dissous (POD)	minéralisation et hydrolyse
Phosphate (PO_4^{3-})	minéralisation et absorption/désorption par le phytoplancton
Azote organique particulaire (NOP)	respiration du phytoplancton et hydrolyse
Azote organique dissous (NOD)	minéralisation et hydrolyse
Ammonium (NH_4^+)	minéralisation, nitrification et absorption par le phytoplancton
Nitrates (NO_3^-)	nitrification, dénitrification et absorption par le phytoplancton
Oxygène dissous (OD)	photosynthèse, respiration du phytoplancton, minéralisation de la MO, nitrification, et aération

Enfin, selon les caractéristiques du site d'étude, les objectifs définis et les informations disponibles, les modèles sont construits avec une complexité plus ou moins importante et une résolution temporelle et spatiale différente (Peña et al., 2010). Par exemple :

- dans le cas d'une zone turbide, il sera en plus couplé à un modèle de transport sédimentaire ;
- s'il est établi que les processus benthiques influencent peu la biogéochimie dans la colonne d'eau, le modèle sera appliqué seulement sur la colonne d'eau, sans prendre en compte les échanges de flux biogéochimiques à l'interface eau sédiment (mais en prenant en compte les flux de dépôt et d'érosion des sédiments) ;
- dans le cas d'un écosystème planctonique très productif, différents types de phytoplanctons seront décrits ;
- dans le cas d'un système avec de fortes variations bathymétriques latérales (par exemple par l'existence de chenaux et de haut-fond), un modèle à discrétisation horizontale est nécessaire. Le modèle à trois dimensions (3D) sera préférable si les gradients verticaux sont importants (cas par exemple des estuaires stratifiés en salinité). En revanche si la colonne d'eau est bien mélangée, un modèle bi-dimensionnel horizontal (2DH) pourra suffire.

Une fois que les variables d'état et les processus sont définis, les modèles biogéochimiques résolvent l'équation de conservation de la masse des matières dissoutes et particulaires, qui considère les processus de transport physique et les réactions biogéochimiques. La loi de conservation de la masse prend en compte la matière entrante ou perdue par le système, la matière transportée par advection et dispersion, et les processus biogéochimiques transformant la matière. Le modèle sera soit appliqué dans un système en boîte où les entrées et les sorties sont décrits dans chaque boîte par des débits de transfert de masse ; soit couplé à un modèle hydrodynamique (à 1, 2 ou 3 dimensions), dans ce cas l'équation de conservation de masse s'écrit de la façon suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{-\frac{\partial(uC)}{\partial x} - \frac{\partial(vC)}{\partial y} - \frac{\partial(wC)}{\partial z}}_{\text{advection}} + \underbrace{\frac{\partial\left(K_x \frac{\partial C}{\partial x}\right)}{\partial x} + \frac{\partial\left(K_y \frac{\partial C}{\partial y}\right)}{\partial y} + \frac{\partial\left(K_z \frac{\partial C}{\partial z}\right)}{\partial z}}_{\text{diffusion}} + \beta_c + S_c$$

avec, C : la concentration de la variable d'état [$M L^{-3}$]

u, v et w : les courants sur les directions x, y et z [$L T^{-1}$]

K_x, K_y, K_z : les coefficients de dispersion sur les directions x, y et z [$L^2 T^{-1}$]

β_C : les processus biogéochimiques

S_c : les sources et les puits

β_C est le terme représentant la somme des processus biogéochimiques intervenant dans les variations de concentration de la variable C . Par exemple, pour l'oxygène dissous :

$$\beta_C = \text{photosynthèse} + \text{aération} - \text{respiration} - \text{minéralisation} - \text{nitrification}$$

De façon la plus simple, beaucoup de réactions biogéochimiques peuvent être décrites par des réactions du premier ordre de la façon suivante :

$$\text{réaction} = k \cdot f(T) \cdot f(\text{limitation}) \cdot C;$$

où, k la cinétique de la réaction (s^{-1})

$f(T)$ la fonction limitante par la température.

$f(\text{limitation})$ est la somme des fonctions qui limitent la réaction. Par exemple, la lumière et les nutriments limitent la photosynthèse, ou encore l'oxygène et l'ammonium limitent la nitrification. Dans le cas où le processus est limité par une autre variable d'état X , elle s'écrit suivant la formulation de Michaelis-Menten :

$$f(X) = \frac{X}{X + K_X}$$

X est la concentration de la variable limitante et K_X est la constante de demi-saturation de Michaelis-Menten. Par exemple, la nitrification s'écrit de la façon suivante :

$$\text{nitrification} = k \cdot f(T) \cdot \frac{[OD]}{[OD] + K_{OD}} \cdot \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+}} \cdot [NH_4^+]$$

Les paramètres intervenant dans la formulation des processus biogéochimiques doivent être connus pour avoir une représentation réaliste de la dynamique biogéochimique (Robson, 2014). Plus le modèle biogéochimique est complexe, plus le nombre de paramètre augmente. Tous les paramètres n'étant pas connus ou n'ayant pas été mesurés précisément, la calibration de certains paramètres peut être nécessaire. Cependant, la complexité du modèle rend la calibration des paramètres difficile du fait des interactions entre chacun d'entre eux. Lorsque la performance du modèle est faible, un paramètre ou une équation peut être ajouté, ce qui

peut amener à le sur-paramétrer. En effet, la complexité d'un modèle ne le rend pas nécessairement plus performant ; au contraire, en augmentant le nombre de paramètres et d'équations il arrive qu'on le rende au contraire moins performant, du fait de la nécessité de calibrer un nombre plus important de paramètres (Robson, 2014). Un modèle biogéochimique plus simple pourra alors être calibré plus facilement et reproduire de manière plus robuste certaines variables biogéochimiques. Même s'il est moins réaliste, car tous les processus, variables ou paramètres ne seront pas pris en compte, le modèle simple pourra être adapté pour un objectif plus restrictif.

3.2. Différents modèles biogéochimiques

De nombreux modèles biogéochimiques ont été développés afin d'étudier les problèmes d'hypoxies dans les zones côtières. Parmi les modèles largement utilisés par la communauté scientifique dans les estuaires ou baies on peut citer: CE-QUAL-ICM (Cercio et Cole, 1994), RCA (Hydroqual, 1995 ; Zhang et Li, 2010), Mike-ECOLab (Mike3-EcoLab, 2005), CAEDYM (Hamilton et Schladow, 1997), EFDC (Park et al., 1995) (Tableau I.7). Tous ces modèles peuvent être appliqués à plusieurs systèmes aquatiques (rivières, baies, estuaires...) et pour différents problèmes environnementaux. Ce sont des modèles aquatiques écologiques multi-paramètres qui permettent d'étudier les effets de l'eutrophisation sur l'écosystème et d'évaluer ses impacts environnementaux. Leur structure permet d'activer ou de désactiver certaines variables pour adapter ou simplifier le modèle selon la problématique de l'environnement. Par exemple, ces modèles biogéochimiques ont été utilisés pour étudier l'impact de l'eutrophisation sur la formation de l'hypoxie sur la baie de Chesapeake (par l'utilisation des modèles CE-QUAL-ICM : Bever et al., 2013, et RCA : Testa et al., 2014), sur la rivière de Perles (Pearl River Delta en Chine par l'utilisation du modèle RCA : Hu et Li, 2009, Zhang et Li 2010), sur l'estuaire de Yangtze (par l'utilisation du modèle EFDC : Li et al., 2009, Zhang et al., 2011) ou encore sur la baie Perdido aux États-Unis (par l'utilisation du modèle EFDC : Xia et al., 2011). Sur l'estuaire de l'Elbe, le modèle EcoLab a permis de mettre en lien les chutes d'oxygène à la remise en suspension de la matière organique (Hammrich et Schuster, 2014). Les modèles biogéochimiques ont aussi été utilisés pour étudier les blooms de phytoplancton sur le détroit Puget Sound aux États-Unis (par l'utilisation du modèle CE-QUAL-ICM : Khangonkar et al., 2012). L'exploitation du modèle EcoLab a permis de trouver des solutions de gestion pour limiter les blooms de

cyanobactéries sur l'estuaire de Himmerfjärden en Suède (Liungman et Moreno-Arancibia, 2015). Les résultats du modèle CAEDYM ont permis de montrer l'atténuation des blooms de dinoflagellés par le broutage du zooplancton sur l'estuaire du fleuve Swan en Australie (Griffin et al., 2001).

Tableau I.7 : Exemples de modèles biogéochimiques

Modèle	Variables	Systèmes aquatiques	Référence
CE-QUAL-ICM	C, N, P Si, OD, MES, phytoplanctons, zooplanctons, végétations benthiques	lacs, rivières, estuaires, zones côtières	Cerco et Cole, 1994
RCA	C, N, P Si, OD, phytoplanctons, métaux	lacs, rivières, estuaires, zones côtières	Hydroqual, 1995; Zhang et Li, 2010
ECOLab	C, N, P, OD, phytoplanctons, zooplanctons, bactéries, végétations benthiques	lacs, rivières, estuaires, zones côtières	Mike3-EcoLab, 2005
CAEDYM	C, N, P Si, OD, MES, phytoplanctons, zooplanctons, bactéries, poisons, métaux	lacs, rivières, estuaires, zones côtières	Hamilton et Schladow, 1997
EFDC	C, N, P Si, OD, MES, phytoplanctons, bactéries, métaux	lacs, rivières, estuaires, zones côtières, océans	Park et al. 1995

Pour les estuaires macro-tidaux, et en particulier ceux situés en France, d'autres types de modèles ont été développés pour étudier la qualité de l'eau. Sur l'estuaire de la Seine, le modèle biogéochimique RIVE a été développé par Billen et al. (1994) et Garnier et al. (1995). Afin de simuler l'ensemble du système, RIVE est couplé à plusieurs modèles hydro-sédimentaires : SENEQUE (Ruelland et Billen, 2002) pour les sous-bassins amont, PROSE (Even, 1995) pour la partie urbaine de la Seine aval et SiAM-3D (Cugier et Le Hir, 2002; Even et al., 2007b) pour l'estuaire. Le modèle biogéochimique RIVE décrit les processus de transformation de la matière organique sous différentes formes dans la colonne d'eau et à l'interface eau/sédiment. Pour cela, il couple le modèle AQUAPHY (Lancelot et al., 1991) qui calcule le taux de croissance du phytoplancton selon l'intensité de la lumière et les nutriments, et le modèle HSB (Billen, 1991) qui prend en compte les processus hétérotrophes de dégradation de la MO selon son niveau de biodégradabilité. Le modèle RIVE représente

également les cycles des éléments de la matière organique (oxygène, azote, phosphore), le phytoplancton et les bactéries. La particularité de ce modèle est d'utiliser les cinétiques des processus provenant des mesures expérimentales et d'avoir identifié les différents types de phytoplancton. La nitrification est représentée explicitement par les bactéries nitrifiantes. Le modèle RIVE permet donc une bonne description des processus algaux et bactériens de l'estuaire de la Seine. Il a été utilisé pour étudier les variations spatiales et temporelles des diatomées et chlorophycées (Garnier et al., 1995), ainsi que pour évaluer l'impact des effluents urbains sur la qualité de l'eau de la Seine (Even et al., 2007a, 2007b, 2004). Ce modèle a ensuite été appliqué sur l'Escault (Billen et al., 2005) ainsi que sur le fleuve du Danube (Garnier et al., 2002). Sur la Loire, le modèle hydro-sédimentaire SiAM-1D (Le Hir et Thouvenin, 1992) est couplé au modèle biogéochimique, afin d'avoir une représentation du dépôt et de la remise en suspension de la « crème de vase ». De plus, le modèle biogéochimique prend en compte différents types de matière organique, en distinguant leurs cinétiques de dégradation, calculées en laboratoire (Thouvenin et al., 1994). Les résultats ont permis de montrer que la demande en oxygène de la MO urbaine est faible comparée à la demande d'oxygène de la MO algale provenant de l'amont du fleuve Loire (Thouvenin et al., 1994).

Dans l'estuaire de la Gironde, un modèle biogéochimique similaire à celui de la Loire a été développé dans le cadre de ce travail de thèse, et couplé à un modèle hydro-sédimentaire et en distinguant différentes origines de la MO.

3.3. Application à l'estuaire de la Gironde

Comme décrit dans la section 2.5, l'estuaire de la Gironde est soumis à des épisodes d'hypoxies localisées en particulier sur la Garonne. L'objectif de la thèse étant de reproduire de façon réaliste ces épisodes d'hypoxies, un modèle biogéochimique a été développé. Ce modèle est basé sur la description des processus qui agissent sur les variations d'oxygène. Les travaux récents basés essentiellement sur l'interprétation des mesures du réseau MAGEST (Etcheber et al., 2013 ; Lanoux et al., 2013) montrent que le bouchon vaseux est un facteur important dans l'explication des chutes d'oxygène. Il est donc important de coupler le modèle biogéochimique à un modèle de transport sédimentaire capable de représenter la dynamique du BV. Les études portant sur le bouchon vaseux de la Gironde, ont montré l'existence de forts gradients verticaux de concentration en matières en suspension

(Sottolichio et al., 2000), qu'il semble important de décrire dans le modèle. Il sera donc nécessaire de coupler le modèle biogéochimique à un modèle hydrodynamique à 3 dimensions.

Pour décrire correctement les phénomènes d'hypoxie dans le bouchon vaseux de la Gironde, notre modèle doit être capable de simuler, en plus de l'hydrodynamique sédimentaire :

- la consommation en oxygène par la MO particulaire et dissoute, d'origine terrestre, phytoplantonique, et urbaine en fonction de leurs cinétiques de dégradation respective ;
- la consommation en oxygène par la nitrification de NH_4^+ issu de la partie fluviale et urbaine ;
- les échanges d'oxygène avec l'atmosphère en prenant compte des facteurs physiques tels que le courant, le vent et la turbidité.

Le chapitre suivant est dédié à la description détaillée du modèle hydro-sédimentaire et biogéochimique, et à la validation du modèle.

Chapitre II :

**Modèle biogéochimique couplé avec
le modèle 3D hydro-sédimentaire**

1. Introduction

Dans ce travail, le modèle d'oxygène est couplé au modèle hydro-sédimentaire SiAM-3D. Ce dernier a été développé par l'Ifremer et appliqué principalement à des écosystèmes côtiers et estuariens. Le modèle SiAM-3D a été dans un premier temps développé pour l'estuaire de la Seine afin d'étudier l'influence de la marée et de la salinité sur la dynamique du bouchon vaseux (Brenon et Le Hir, 1999 ; Cugier et Le Hir, 2002). Il permet donc de reproduire l'environnement physique du système : marée, courants, salinité et concentration en matière en suspension (MES). Les travaux ultérieurs de Sottolichio et al. (2000) ont permis d'appliquer le modèle à l'estuaire de la Gironde afin d'étudier la formation et l'évolution du bouchon vaseux sous différentes conditions hydrauliques et de marée spécifiques à cet estuaire.

La description du modèle hydro-sédimentaire SiAM-3D est détaillée dans Brenon et Le Hir (1999), Cugier et Le Hir (2002), et Sottolichio et al. (2000) et Benaouda (2008) pour les aspects spécifiques à la Gironde.

2. Description du modèle SiAM-3D appliqué à l'estuaire de la Gironde

2.1. Le modèle hydrodynamique

Le modèle SiAM-3D résout les équations de Navier Stokes simplifiées par l'approximation de Boussinesq (qui néglige les variations de densité sauf lorsqu'elle est couplée avec la gravité) et l'hypothèse hydrostatique. Les équations à résoudre sont :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} - fv = -\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial P}{\partial x} + \frac{1}{\rho_o} \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{xx} \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{xy} \frac{\partial u}{\partial y} \right) \right]$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} + fu = -\frac{1}{\rho_o} \frac{\partial P}{\partial y} + \frac{1}{\rho_o} \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \frac{\partial v}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{yx} \frac{\partial v}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{yy} \frac{\partial v}{\partial y} \right) \right]$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g, P(z) = P_a + \int_z^\zeta g dz$$

$$\rho = \rho_o(1 + aS + bT)$$

- avec \mathbf{u} , \mathbf{v} et \mathbf{w} les trois composantes de la vitesse (m.s^{-1})
 \mathbf{f} le paramètre de Coriolis (s^{-1})
 \mathbf{g} l'accélération de gravité (m.s^{-2})
 ρ et ρ_0 la densité de l'eau et de l'eau douce (kg.m^{-3})
 \mathbf{P} et \mathbf{P}_a la pression dans l'eau et la pression atmosphérique ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-2}$)
 ζ la surface libre (m)
 \mathbf{T} la température ($^{\circ}\text{C}$)
 \mathbf{u}_{xx} , \mathbf{u}_{xy} , \mathbf{u}_{yx} , \mathbf{u}_{yy} et \mathbf{u}_z les viscosités turbulentes horizontale et verticale ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)
les coefficients $\mathbf{a}=0,0008$ et $\mathbf{b}=0,00016$

Le calcul de la surface libre, introduite par l'équation hydrostatique, est associé à des contraintes numériques, liées à une différence de propagation entre les ondes internes et externes. Pour s'affranchir de cette contrainte et afin de limiter les instabilités, la surface libre (ζ) et la vitesse moyenne verticale (\mathbf{U} et \mathbf{V}) sont déterminées à partir de la résolution des équations de Saint-Venant en 2D. Ce module de SiAM-3D est appelé le mode externe.

$$U = \frac{1}{H} \int_{-d}^{\zeta} u dz \text{ et } V = \frac{1}{H} \int_{-d}^{\zeta} v dz, \text{ avec } \mathbf{H} \text{ la hauteur d'eau } (H = \zeta + d)$$

Les équations de Saint-Venant sont obtenues en intégrant sur la verticale les équations de Navier-Stokes et l'équation de continuité (Brenon et Le Hir, 1999 ; Cugier et Le Hir, 2002). On obtient alors :

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} - fV = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P_a}{\partial x} - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \frac{\tau_{sx} - \tau_{bx,2D}}{\rho_0 H} + \frac{\partial}{\partial x} \left(u_{xx} \frac{\partial U}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(u_{xy} \frac{\partial U}{\partial y} \right) - \text{Dens}_{x,3D} - \text{Dis}_{x,3D}$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} + fU = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P_a}{\partial y} - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \frac{\tau_{sy} - \tau_{by,2D}}{\rho_0 H} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v_{yx} \frac{\partial V}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_{yy} \frac{\partial V}{\partial y} \right) - \text{Dens}_{y,3D} - \text{Dis}_{y,3D}$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial HU}{\partial x} + \frac{\partial HV}{\partial y} = 0$$

- avec, τ_{sx} et τ_{sy} les contraintes de cisaillement en surface ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-2}$)
 $\tau_{bx,2D}$ et $\tau_{by,2D}$ les contraintes de cisaillement au fond ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-2}$)
 $\text{Dens}_{x,3D}$ et $\text{Dens}_{y,3D}$ les gradients de densité (m.s^{-2}) :

$$Dens_{x_{3D}} = \frac{g}{H} \int_{-d}^{\zeta} \partial x \left(\int_{-d}^{\zeta} \frac{\rho - \rho_o}{\rho_o} dz \right) dz$$

$$Dens_{y_{3D}} = \frac{g}{H} \int_{-d}^{\zeta} \partial y \left(\int_{-d}^{\zeta} \frac{\rho - \rho_o}{\rho_o} dz \right) dz$$

$Dis_{x_{3D}}$ et $Dis_{y_{3D}}$ représentent la dispersion verticale ($m.s^{-2}$) :

$$Dis_{x_{3D}} = \frac{1}{H} \partial x \int_{-d}^{\zeta} (u - U)^2 dz + \frac{1}{H} \partial y \int_{-d}^{\zeta} (u - U)(v - V) dz$$

$$Dis_{y_{3D}} = \frac{1}{H} \partial y \int_{-d}^{\zeta} (v - V)^2 dz + \frac{1}{H} \partial x \int_{-d}^{\zeta} (u - U)(v - V) dz$$

La surface libre déterminée par les équations de Saint-Venant (mode externe) est ensuite utilisée pour résoudre des équations de Navier-Stokes. Ainsi nous obtenons les 3 composantes de la vitesse (u, v, w). Ce module de résolution est appelé mode interne.

2.1.1. Formulation des contraintes de cisaillement

Les contraintes de cisaillement au fond sont formulées à partir d'un profil logarithmique des vitesses sur la verticale.

Pour le mode interne :
$$\tau_{bx_{3D}} = \frac{\rho \kappa^2 \sqrt{(u_b^2 + v_b^2)} u_b}{\ln^2(z/z_o)} \text{ et } \tau_{by_{3D}} = \frac{\rho \kappa^2 \sqrt{(u_b^2 + v_b^2)} v_b}{\ln^2(z/z_o)}$$

Où, \mathbf{u}_b et \mathbf{v}_b sont les vitesses dans les directions \mathbf{x} et \mathbf{y} dans la couche du fond à une distance \mathbf{z} du fond ; κ la constante de Karman ($\kappa=0,4$) et \mathbf{z}_o la longueur de rugosité.

Pour le mode externe :
$$\tau_{bx_{2D}} = \frac{\rho \kappa^2 \sqrt{(U^2 + V^2)} U}{\ln^2(z/z_o)} \text{ et } \tau_{by_{2D}} = \frac{\rho \kappa^2 \sqrt{(U^2 + V^2)} V}{\ln^2(z/z_o)}$$

Afin de coupler les deux modes, il suffit de remplacer les contraintes de cisaillement au fond du mode externe ($\tau_{bx_{2D}}$ et $\tau_{by_{2D}}$) par celles du mode interne ($\tau_{bx_{3D}}$ et $\tau_{by_{3D}}$), lors de la résolution des équations de Saint-Venant. Pour améliorer la stabilité du mode externe, des contraintes de cisaillement de couplage sont utilisées :

$$\tau_{bx_{2D}} = \tau_{bx_{2D}}^{impl} + coupl(\tau_{bx_{3D}} - \tau_{bx_{2D}}^{expl} + Dis_{x_{3D}} + Dens_{x_{3D}} + \tau_{lat})$$

$$\tau_{by_{2D}} = \tau_{by_{2D}}^{impl} + coupl(\tau_{by_{3D}} - \tau_{by_{2D}}^{expl} + Dis_{y_{3D}} + Dens_{y_{3D}} + \tau_{lat})$$

Une contrainte de cisaillement latérale (τ_{lat}) est introduite, elle est calculée uniquement dans les fleuves (Garonne et Dordogne), car dans les fleuves les structures à 3D sont beaucoup moins développées que dans la zone estuarienne aval. Elle est formulée par l'expression quadratique de la vitesse locale, pondérée par un coefficient. Le facteur *coupl* désigne le degré de couplage entre les deux modes. Il est compris entre 0 et 1 :

coupl = 0, pas de couplage,

coupl = 1 dans l'estuaire de la Gironde le couplage est donc complet,

coupl = 0,5 dans les fleuves le couplage est alors partiel.

2.1.2. Le modèle de turbulence

Sur la verticale, le modèle de turbulence est basé sur la théorie de longueur de mélange, la viscosité turbulente verticale sera exprimée par $\nu_z = l_m^2 \frac{\partial u}{\partial z}$.

La longueur de mélange l_m représente le libre parcours moyen des particules qui influence la viscosité, elle est fonction de la distance à partir du fond.

L'effet des stratifications de densité est pris en compte par le nombre de Richardson (Ri) :

$$Ri = \frac{\text{terme de stratification}}{\text{mélange par cisaillement}} = -\frac{g}{\rho} \frac{\partial_z \rho}{(\partial_z u)^2 + (\partial_z v)^2}$$

Alors, la viscosité turbulente verticale s'écrit de la manière suivante :

$$\nu_z = l_m^2 \sqrt{(\partial_x u)^2 + (\partial_x v)^2} \cdot (1 + \alpha_1 Ri)^{\beta_1}, \text{ où } l_m^2 = \kappa \cdot \min(z, h - z, 0.2h)$$

avec h la hauteur d'eau, z la distance à partir du fond, et κ la constante de von Karman ($\kappa = 0,4$), et α_1 et β_1 les coefficients empiriques d'atténuation de ν_z

L'équation de transport sédimentaire (décrit dans la section suivante 2.2) fait intervenir la diffusivité turbulence verticale K_z ($m \cdot s^{-2}$). Celle-ci s'exprime de la manière suivante :

$$K_z = l_m^2 \sqrt{(\partial_x u)^2 + (\partial_x v)^2} \cdot (1 + \alpha_2 Ri)^{\beta_2},$$

où α_2 et β_2 sont les coefficients empiriques d'atténuation de K_z .

Dans le modèle SiAM-3D les termes de viscosité et de diffusion turbulente horizontale sont considérés comme constants.

2.1.3. Les conditions aux limites

En surface, on considère la densité égale à la densité de l'air et les contraintes de cisaillement dépendantes du vent. Au fond, la composante verticale du courant est nulle. Aux limites terrestres le courant, la viscosité et la diffusivité turbulente verticale sont nuls. Le modèle est forcé en amont par les débits d'eau douce apportés par la Garonne et la Dordogne et à la frontière océanique par la marée. L'élévation de la surface libre est formulée par une composition de signaux harmoniques :

$$\zeta(t) = A_0 + \sum_i \sum_j b_{ij} \cos(T_{ij} - \varphi_{ij})$$

avec, **i** et **j** l'index relatant le type et la période de l'onde,

b_{ij} et **φ_{ij}** l'amplitude et la phase de l'onde,

A₀ le niveau moyen de la surface libre,

T_{ij} l'argument astronomique de temps.

2.2. Le modèle de transport

Le modèle hydrodynamique est couplé à un modèle de transport, chacun d'eux ayant un pas de temps spécifique : le pas de temps hydrodynamique est plus court que le pas de temps de transport. Les variables d'état (MES, salinité et variables biogéochimiques dissoutes et particulaires) sont calculées par la résolution d'une équation de transport à trois dimensions, qui décrit l'advection et la dispersion. L'équation de transport s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = \frac{\partial K_x(\frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} + \frac{\partial K_y(\frac{\partial C}{\partial y})}{\partial y} + \frac{\partial K_z(\frac{\partial C}{\partial z})}{\partial z} + E - D$$

avec, **C** la concentration de la variable (g.L⁻¹ ou μmol.L⁻¹) et **K_x**, **K_y** et **K_z** les diffusivités turbulentes horizontale et verticale (m².s⁻¹), **E** le flux d'érosion (kg.m⁻².s⁻¹) et **D** le flux de dépôt (kg.m⁻².s⁻¹). Seules les variables particulaires sont soumises aux processus d'érosion et de dépôt.

Pour les variables particulières, le flux de dépôt D ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) est calculé suivant la formule de Krone (1962) :

$$D = w_s C_b \left(1 - \frac{\tau_{b_3D}}{\tau_{cd}}\right)$$

où C_b est la concentration de l'élément près du fond,

w_s est la vitesse de chute (m.s^{-1}),

τ_{b_3D} est la contrainte de cisaillement au fond (N.m^{-2}),

τ_{cd} est la contrainte de cisaillement critique pour le dépôt (N.m^{-2}) dépendant de C_b et de l'écoulement près du fond.

Quand $\tau_{b_3D} > \tau_{cd}$ le dépôt n'a pas lieu.

Toujours pour les variables particulières, le flux d'érosion E ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) est donné par la formule de Partheniades (1965) :

$$E = E_o \left(\frac{\tau_{b_3D}}{\tau_{ce}} - 1\right)$$

où E_o est le coefficient d'érosion,

τ_{ce} est la contrainte de cisaillement critique pour l'érosion (N.m^{-2}) dépendant de la nature du matériau constituant le fond et son état de consolidation

($\tau_{ce} = x_1 \cdot C_{sed}^{x_2}$, avec C_{sed} la concentration de MES dans le sédiment, $x_1=0,0015$ et $x_2=0,1$).

Quand $\tau_{b_3D} < \tau_{ce}$ l'érosion n'a pas lieu.

Dans le modèle SiAM-3D, deux types de variables particulières (MES : matière en suspension) sont introduites : une classe de particules « légères » qui décanteront moins vite, et une classe de particules « lourdes » qui seront plus près du fond (Benaouda, 2008 ; Sottolichio et al., 2000). Ceci est justifié par les observations qui montrent que les concentrations en surface peuvent rester élevées même lorsque le flux de dépôt est important au fond et donne lieu à la formation de crème de vase.

Dans le modèle, les deux classes de particules peuvent subir les mêmes processus de floculation ou d'entravement, mais dans des gammes de vitesse de chute différentes (Figure II.1). La vitesse de chute est paramétrée en fonction des MES de la façon suivante (Le Hir et al., 2000) :

$$\begin{aligned} \text{pour } C \leq C_{w_{max}} : \quad & w_s = \max(w_{min}; \frac{w_{max}}{2} \min(2; C)) \\ \text{pour } C_{w_{max}} < C \leq C_{cr} : \quad & w_s = w_{max} \left(\max(0,05; \frac{1-\lambda_1 C^{\lambda_2}}{1-\lambda_1 C_{w_{max}}^{\lambda_2}}) \right)^{4,65} \\ \text{pour } C > C_{cr} : \quad & w_s = \gamma_1 C^{\delta_1} \end{aligned}$$

avec C la concentration de l'élément particulaire

$C_{w_{max}}$ et C_{cr} la concentration de l'élément au début et à la fin de l'entravement,

$C_{w_{max}}=20 \text{ g.L}^{-1}$ et $C_{cr}= 60 \text{ g.L}^{-1}$

w_{min} et w_{max} les vitesses de chute minimale et maximale

$\lambda_1, \lambda_2, \gamma_1$ et δ_1 des constantes empiriques, $\lambda_1= 0,085$ et $\lambda_2= 0,5$

Pour les particules lourdes :

$$w_{max} = 0,002 \text{ m.s}^{-1}, w_{min} = 0,0005 \text{ m.s}^{-1}, \gamma_1=120,06 \text{ et } \delta_1= -3,36$$

Pour les particules légères :

$$w_{max} = 0,001 \text{ m.s}^{-1} \text{ et } w_{min} = 0,0001 \text{ m.s}^{-1}, \gamma_1=15,74 \text{ et } \delta_1= -3,04$$

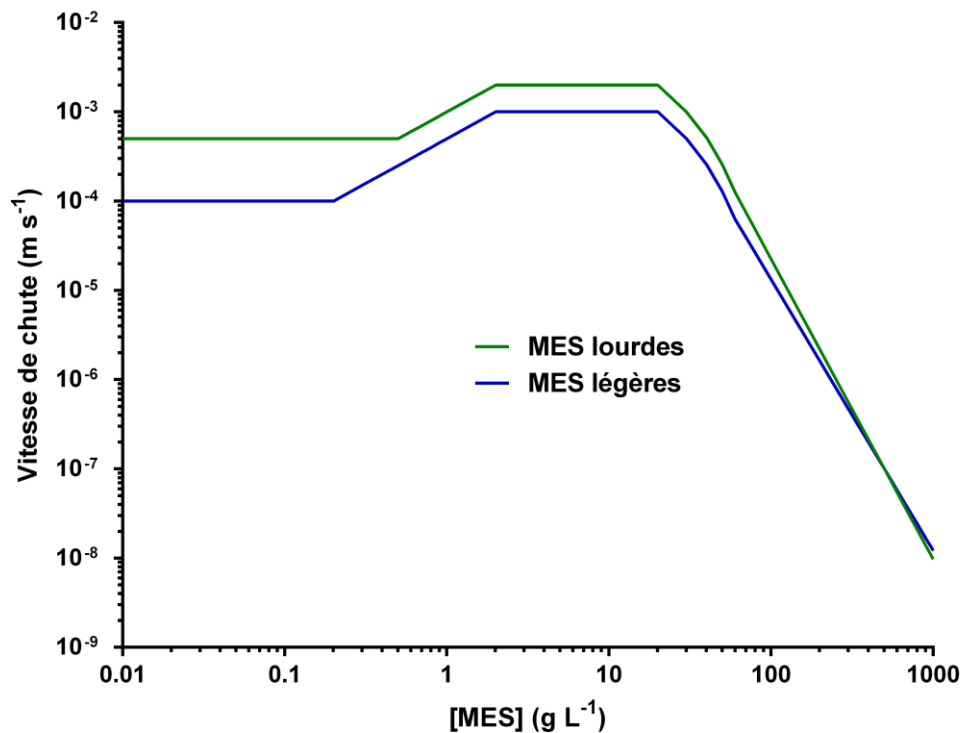


Figure II.1 : Évolution de la vitesse de chute en fonction de la concentration des MES (Benaouda, 2008)

Dans le modèle, les échanges de sédiments entre le fond et la colonne d'eau sont calculés en continu pendant le cycle de marée par l'évaluation des flux de dépôt et d'érosion dans chaque maille et à chaque pas de temps.

Le flux de dépôt est très dépendant de la vitesse de chute des floccs ou agrégats. Lorsque la concentration en MES augmente (jusqu'à des valeurs de 2 à 3 g.L⁻¹), la vitesse de chute va également augmenter par l'effet de floculation, favorisée par un plus grand nombre de particules en suspension. Mais lorsque la concentration en MES devient trop forte (à partir d'environ 20 g.L⁻¹), la vitesse de chute va être ralentie sous l'effet de l'entravement, dû à un espace trop limité dans la colonne d'eau pour que les particules continuent à se déplacer vers le fond (Figure II.1). L'entravement est particulièrement fréquent près du fond, et lors des phases de décantation. Dans le modèle, une fois que la matière s'est déposée au fond, le processus de consolidation va s'initier, augmentant progressivement la densité de la vase déposée. La matière déposée peut rester définitivement au fond ou bien être remise en suspension partiellement ou en totalité si la contrainte de cisaillement critique d'érosion (τ_{ce}) est atteinte ou dépassée (Sanford et Halka, 1993). Pour une vase consolidée, l'érosion sera plus difficile que pour une vase fraîchement déposée, dû à la contrainte critique d'érosion (τ_{ce}) qui sera de plus en plus élevée.

2.3. Maillage du modèle SiAM-3D

Le domaine d'application de SiAM-3D s'étend de la bordure du plateau continental du Golfe de Gascogne situé à l'isobathe 200 m, jusqu'aux limites amont de propagation de la marée en Garonne et en Dordogne situés à La Réole et à Pessac-sur-Dordogne (Figure II.2b). Les résultats des simulations sont visualisés de l'embouchure de l'estuaire de la Gironde jusqu'à La Réole (Garonne) et Pessac-sur-Dordogne (Dordogne) (Figure II.2c). La grille bathymétrique (Figure II.2a) résulte de la combinaison de données disponibles non synchrones et de sources variées : la bathymétrie du plateau continental provient du SHOM (1984), les fonds de l'estuaire depuis l'embouchure jusqu'au bec d'Ambès proviennent des relevés bathymétriques du Grand Port Maritime de Bordeaux réalisés entre 1997 et 2002. La bathymétrie de la Garonne (en amont de Bordeaux) et de la Dordogne provient des relevés réalisés par les Services de Navigation ou Voies Navigables de France, réalisés en 1959.

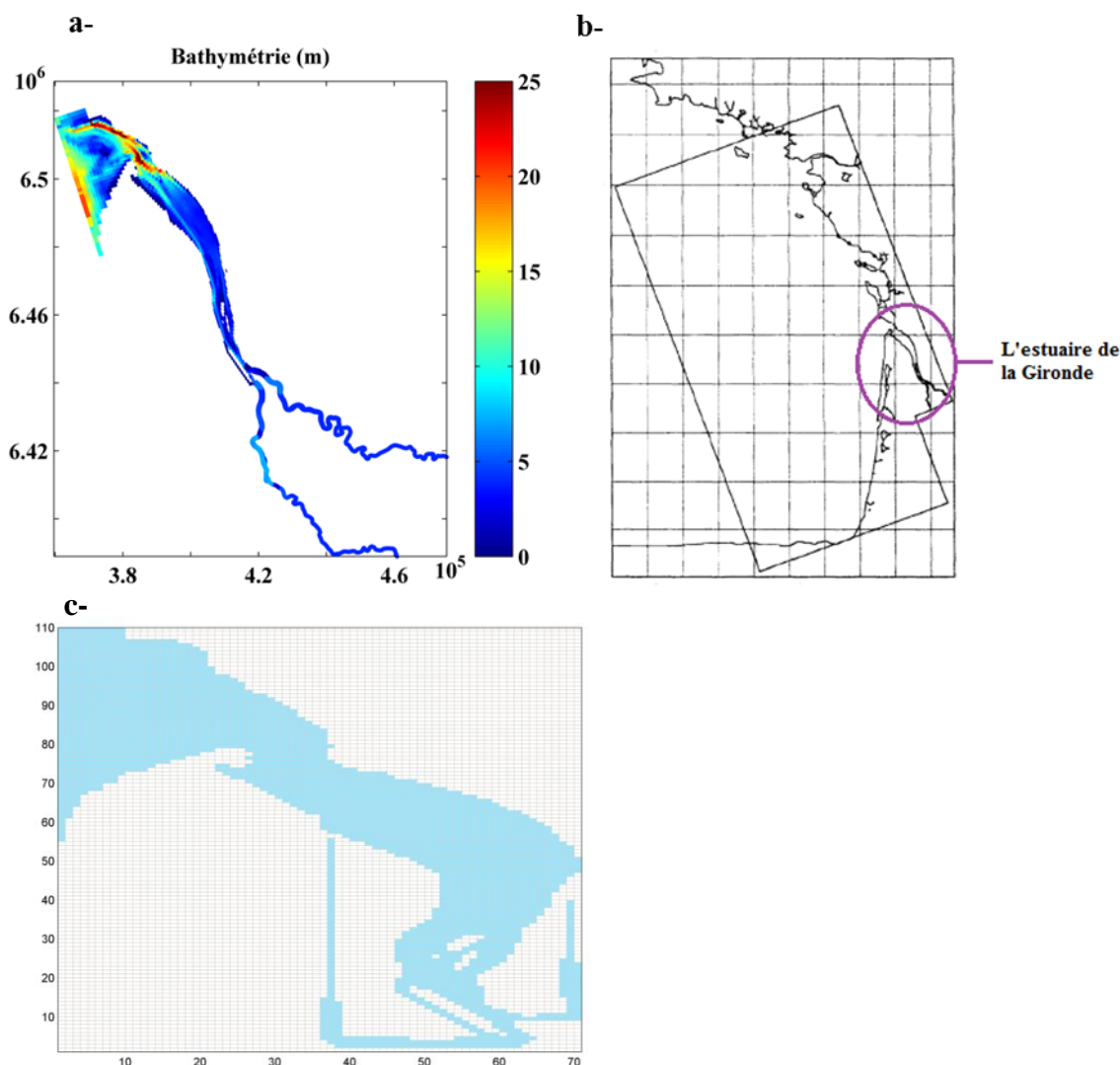


Figure II.2 : La bathymétrie de l'estuaire de la Gironde (a), le domaine de calcul du modèle SiAM-3D (b) et le maillage du modèle sur le domaine de visualisation des données (c).

Le maillage utilisé est celui d'Arakawa type C, auquel on affecte deux profondeurs h_x et h_y à chaque maille, afin de calculer les flux selon x et y . Les composantes de la vitesse sont calculées au niveau des h_x et h_y (sur les côtés de la maille). L'élévation de la surface libre et les variables du modèle (salinité, MES et les variables biogéochimiques) sont calculées au centre de la maille et la vitesse verticale au centre de la face supérieure des mailles (Figure II.3).

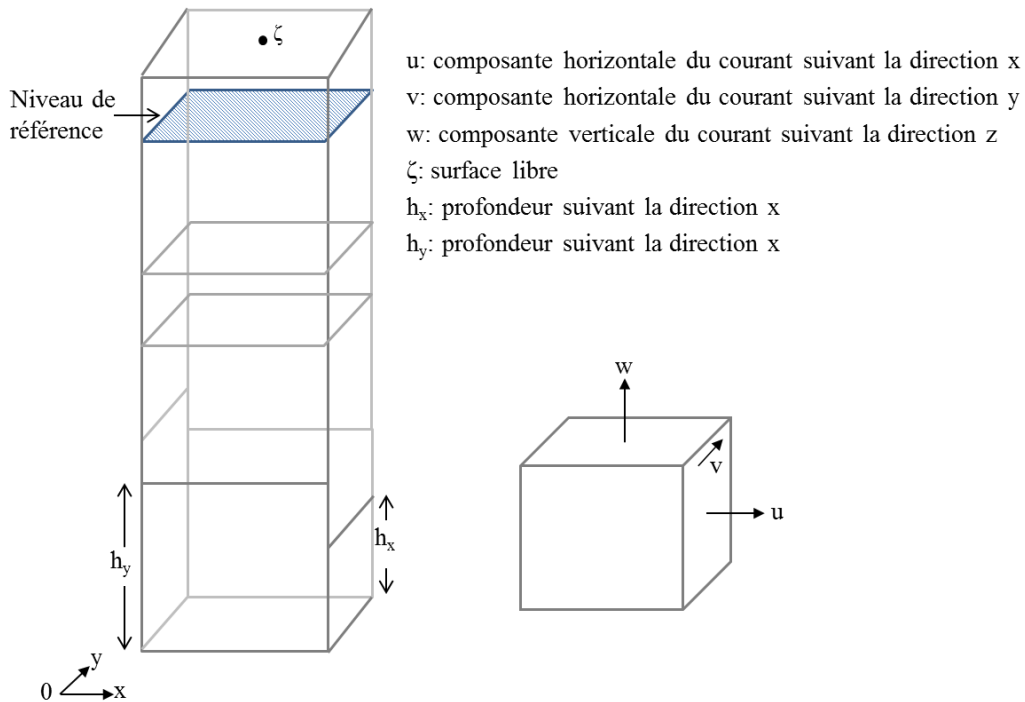


Figure II.3 : Représentation du maillage vertical 3D

Le maillage horizontal est rectangulaire non uniforme, donc Δx et Δy sont variables. Δx (proche de l'axe longitudinal de l'estuaire) est en moyenne de 500 m en aval d'Ambès. Dans les fleuves, Δx augmente progressivement vers l'amont : de 300 m à 1 km sur la Garonne et de 1 à 4 km sur la Dordogne. Sur la section de chaque fleuve, le nombre de mailles varie entre 1 et 3. Sur la verticale, l'axe est divisé en 12 couches de côtes et d'épaisseurs fixes. Des extrapolations sont toutefois effectuées sur la couche du fond et de surface lors du calcul, pour tenir compte de l'élévation de la surface libre et de la côte du fond. Sur l'axe vertical, des coordonnées fixes ont été préférées afin d'éviter les artefacts numériques en raison de forts gradients bathymétriques, en particulier entre le chenal de navigation de profondeur et les boues peu profonds. Le nombre de couches intervenant dans le calcul et le numéro de la couche de surface sont déterminés par la hauteur d'eau soumise à la marée (à pleine mer le nombre de couches sera plus important qu'à basse mer). Ce maillage, élaboré par Benaouda (2008) a l'avantage d'être économique en temps de calcul. Toutefois, la résolution des fleuves reste assez grossière.

2.4. Les conditions limites et initiales des MES et de la salinité

Dans le modèle, on introduit une masse initiale de sédiment représentant le stock de vase présent dans le bouchon vaseux et dans le dépôt frais mobilisable. La masse initiale de sédiment introduite est de 3,84 Mt au niveau de Pauillac (Van Maanen et Sottolichio, 2013), basée sur les estimations de Jouanneau et Latouche (1981). Après quelques cycles de marée, cette quantité est totalement remise en suspension. Ceci permet de former un bouchon vaseux sans attendre que le stock de vase se constitue par le flux apporté par les fleuves, ce qui prendrait au moins 2 ans de calcul. Aux limites de propagation de la marée dans les rivières, une concentration de 0,1 et 0,04 g.L⁻¹ pour les MES lourdes et MES légères (Schäfer et Blanc, 2002). Pour la salinité, on impose la valeur de 35 à la frontière marine, et 0 à la frontière fluviale. Afin d'économiser du temps de calcul, on introduit en condition initiale un gradient de salinité décroissant (entre 35 et 0) de l'aval vers l'amont de l'estuaire (Sottolichio et al., 2000).

2.5. Le modèle biogéochimique

Le modèle d'oxygène est basé sur le modèle développé précédemment par Thouvenin et al. (1994). Il avait été appliqué à l'estuaire de la Loire dans le but d'étudier le cycle de l'oxygène dans l'estuaire suite à des épisodes d'anoxie graves et de mortalité de poissons. Il était couplé à un modèle hydrodynamique unidimensionnel.

Dans le cas de l'estuaire de la Gironde, le modèle d'oxygène est entièrement couplé au modèle hydrodynamique et de transport sédimentaire SiAM-3D qui a été développé dans l'estuaire (cf. section II.2.1). Le choix des variables et des processus à simuler est basé sur les connaissances acquises dans l'estuaire via les études précédentes (cf. section I.2). 11 variables biogéochimiques sont prises en compte et 7 réactions biogéochimiques sont simulées. Ces variables sont exprimées en mmol.m⁻³ ou μmol.L⁻¹.

Les variables biogéochimiques sont : l'oxygène dissous (OD), l'ammonium (NH₄⁺), le nitrate (NO₃⁻), et on distingue différents types de carbone organique particulaire et dissous (COP et COD) ayant différentes origines et biodégradabilité. Pour la matière originaires du bassin versant, on distingue le COP provenant des litières, celui constitué par du phytoplancton et celui issu des débris algaux (COP_{litière}, COP_{phytoplancton} et COP_{débris}), ainsi que le COD

provenant de l'amont des rivières ($COD_{fluvial}$). Pour la matière d'origine urbaine, le modèle prend en compte le COP et le COD provenant des rejets des stations d'épuration (STEP) et des déversoirs d'orage (DO) (COP_{STEP} , COD_{STEP} , COP_{DO} et COD_{DO}) (Figure II.4). Ces variables constituent les principaux composés consommateurs d'oxygène dans le milieu estuarien ; leurs concentrations dans le système girondin ont été caractérisées par différents travaux de thèse: Veyssy (1998) pour ce qui concerne les apports fluviaux de COP et COD provenant des litières, Lemaire (2002) pour le phytoplancton et les détritits, et Lanoux (2013) pour tout ce qui provient du réseau d'eaux usées de l'agglomération bordelaise (cf. Chapitre I, Tableau I.2).

Les réactions biogéochimiques simulées sont la dégradation du COP et COD, la nitrification, la photosynthèse, la respiration et la mortalité du phytoplancton, et les échanges d'oxygène avec l'atmosphère (Figure II.4). La totalité du phytoplancton mort est ajouté au $COP_{détritits}$. Les réactions sont écrites dans le chapitre I section 2.3.

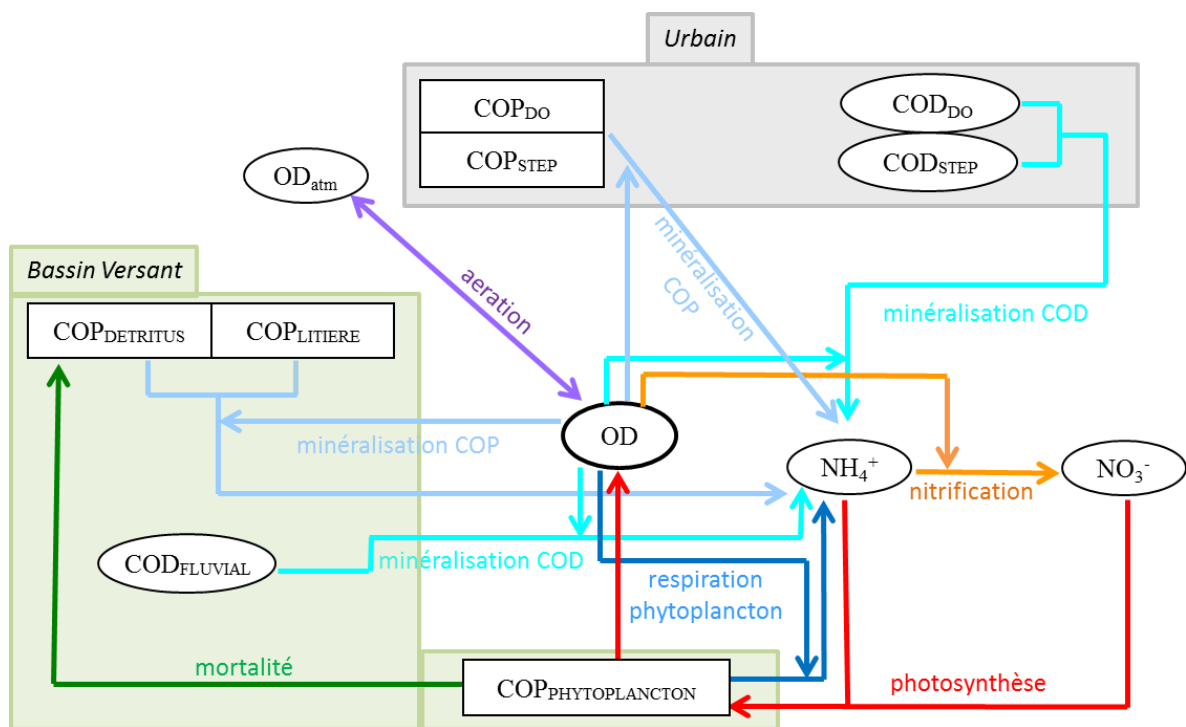


Figure II.4 : Processus biogéochimique du modèle d'oxygène

2.5.1. Écriture des réactions sous forme d'équations

Les variables biogéochimiques sont calculées par l'équation de transport (cf. section 2.2), c'est-à-dire par la somme des processus d'advection et de diffusion, d'érosion, de dépôt et

des processus biogéochimiques (β_C) intervenant dans les variations de la concentration de la variable C . On rappelle que pour les variables dissoutes, les flux d'érosion (E) et de dépôt (D) sont nuls.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = \frac{\partial K_x(\frac{\partial C}{\partial x})}{\partial x} + \frac{\partial K_y(\frac{\partial C}{\partial y})}{\partial y} + \frac{\partial K_z(\frac{\partial C}{\partial z})}{\partial z} + E - D + \beta_C$$

$\beta_C = \sum R(C)$, c'est la somme des réactions biogéochimiques intervenant pour la variable C .

Dans ce modèle, les réactions sont écrites de façon classique selon une équation d'ordre 1 :

$$R(C_{i,j,k}) = \frac{\partial C_{i,j,k}}{\partial t} = \alpha_{i,j,k} \cdot k \cdot f_L \cdot Sw \cdot C_i^m C_j^n C_k^o$$

avec, $C_{i,j,k}$ les variables biogéochimiques réactives, dites « actives » si l'exposant est non nul ($\mu\text{mol.L}^{-1}$)

m , n et o sont les exposants des concentrations ($m=1$, $n=0$ et $o=0$ pour une réaction d'ordre 1)

$\alpha_{i,j,k}$ est le coefficient stœchiométrique constant de la réaction R (positif ou négatif)

k est la cinétique constante de la réaction R

f_L représente les fonctions limitantes : température, lumière, ...

Sw est la fonction limitante par une variable (comprise entre 0 et 1), qui s'écrit :

$$Sw = \frac{C_l}{C_l + K_C}, C_l \text{ correspond à la variable limitante et } K_C \text{ la constante de demi saturation.}$$

Chaque réaction s'écrit de la façon suivante :

- **La réaction de minéralisation du COP : R_{COP}^i**

$$R_{COP}^i = k_p^i \cdot f(T) \cdot \frac{[OD]}{[OD] + K_{OD}} \cdot [COP]_i$$

avec, k_p^i la cinétique maximale de la réaction (s^{-1}) à la température de référence (T_{ref})

$$f(T) = Q_{10}^{\frac{T-T_{ref}}{10}}, \text{ la fonction limitante par la température (loi d'Arrhenius)}$$

$i = \text{DO, STEP, litière ou détrit}$

- **La réaction de minéralisation du COD : R_{COD}^i**

$$R_{COD}^i = k_D^i \cdot f(T) \cdot \frac{[OD]}{[OD] + K_{OD}} \cdot [COD]_i$$

avec, k_D^i la cinétique maximale de la réaction (s^{-1}) à la température de référence (T_{ref})

$$f(T) = Q_{10}^{\frac{T-T_{ref}}{10}}, \text{ la fonction limitante par la température (loi d'Arrhenius)}$$

$i = DO, STEP$ ou fluvial

- **La réaction de respiration du phytoplancton : R_{resp}**

$$R_{resp} = k_R \cdot f(T) \cdot \frac{[OD]}{[OD] + K_{OD}} \cdot [COP]_{phyto}$$

avec, k_R la cinétique maximale de la réaction (s^{-1}) à la température de référence (T_{ref})

$$f(T) = Q_{10}^{\frac{T-T_{ref}}{10}}, \text{ la fonction limitante par la température (loi d'Arrhenius)}$$

- **La réaction de nitrification : R_{nit}**

$$R_{nit} = k_{nit} \cdot f(T) \cdot \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+] + K_{NH_4^+}} \cdot \frac{[OD]}{[OD] + K_{OD}} \cdot [NH_4^+]$$

avec, k_{nit} la cinétique maximale de la réaction (s^{-1}) à la température de référence (T_{ref})

$$f(T) = Q_{10}^{\frac{T-T_{ref}}{10}}, \text{ la fonction limitante par la température.}$$

- **La réaction de photosynthèse : R_{ph}**

Dans le modèle, on limite la production primaire par la température, la pénétration de l'intensité lumineuse dans la colonne d'eau et par la quantité de nutriments sous forme d'azote disponible.

$$R_{ph} = G_{pmax} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot [COP]_{phyto}$$

avec, G_{pmax} le taux de croissance maximal de phytoplancton (s^{-1})

$$f(T) = \theta^{T-T_{ref}}, \text{ la fonction limitante par la température}$$

$f(I)$, la fonction limitante par l'intensité lumineuse (Steele (1962), détaillé dans le tableau II.5)

I_0 est l'intensité lumineuse, I_s l'intensité lumineuse à saturation ($J.m^{-2}.s^{-1}$) et K_e le coefficient d'atténuation (m^{-1})

$f(N)$, la fonction limitante par les nutriments (Ambrose et al. (1993), détaillé dans le tableau II.5)

- **Le processus d'aération : R_{aera}**

$$R_{aera} = k_{aera} \cdot ([OD]_{sat} - [OD])$$

avec, k_{aera} vitesse d'échange de gaz (s^{-1}), $[OD]_{sat}$ la concentration d'oxygène dissous dans l'atmosphère c.à.d. l'oxygène à saturation (Jähne et al., 1987 ; Wanninkhof, 1992).

$$k_{aera} = k_{600} \left(\frac{600}{Sc_{O_2}} \right)^{-n} \text{ et } n = \begin{cases} \frac{2}{3} \text{ if } U_{10} < 2 \text{ m.s}^{-1} \\ -\frac{1}{2} \text{ if } U_{10} > 2 \text{ m.s}^{-1} \end{cases}$$

k_{600} est la vitesse d'échange de gaz normalisée au nombre de Schmidt de 600 ($cm.h^{-1}$), n l'exposant du nombre de Schmidt, U_{10} le vent à 10 m de la surface ($m.s^{-1}$) et $Sc_{O_2(T,S)}$ le nombre de Schmidt (Wanninkhof, 1992). La formulation du k_{600} est détaillée dans le tableau II.5 (Abril et al., 2009).

- **La réaction de mortalité du phytoplancton : R_m**

$$R_m = -k_m \cdot [COP]_{phyto}$$

avec k_m la cinétique de la mortalité (s^{-1})

2.5.2. Écriture du terme biogéochimique β_C

Dans le modèle d'oxygène, on différencie le rapport de Redfield C/N de la matière organique d'origine allochtone C/N=10 de celui de la matière organique d'origine autotrophe $(C/N)_{Ph}=6$.

Le terme β_C de chaque variable s'écrit des façons suivantes :

- Le COP et le COD provenant des déversoirs d'orage (DO) et des STEPs : $\beta_{[COP]_{DO}}$, $\beta_{[COP]_{STEP}}$, $\beta_{[COD]_{DO}}$, $\beta_{[COD]_{STEP}}$

Le carbone organique provenant des déversoirs d'orage et des STEPs sont dégradés par le seul processus de minéralisation (R_{COP}^i et R_{COD}^i).

$$\beta_{[COP]_{DO}} = -R_{COP}^{DO} \text{ et } \beta_{[COD]_{DO}} = -R_{COD}^{DO}$$

$$\beta_{[COP]_{STEP}} = -R_{COP}^{STEP} \text{ et } \beta_{[COD]_{STEP}} = -R_{COD}^{STEP}$$

- Le COP provenant des détritits : $\beta_{[COP]_{detrinitus}}$

Le COP_{détritits} est formé lorsque le phytoplancton meurt (R_m) et il est dégradé par le processus de minéralisation ($R_{COP}^{detrinitus}$).

$$\beta_{[COP]_{detrinitus}} = -R_{COP}^{detrinitus} + R_m$$

- Le COP provenant du phytoplancton vivant : $\beta_{[COP]_{phyto}}$

Le COP_{phyto} est formé lors de la photosynthèse (R_{ph}), il est dégradé par la respiration (R_{resp}) et est transformé lorsqu'il meurt (R_m).

$$\beta_{[COP]_{phyto}} = R_{ph} - R_{resp} - R_m$$

- Le COP provenant des litières et le COD provenant des rivières : $\beta_{[COP]_{litière}}$ et $\beta_{[COD]_{fluvial}}$

Le COP_{litière} et le COD_{fluvial} sont dégradés par le processus de minéralisation ($R_{COP}^{litière}$ et $R_{COD}^{fluvial}$).

$$\beta_{[COP]_{litière}} = -R_{COP}^{litière}$$

$$\beta_{[COD]_{fluvial}} = -R_{COD}^{fluvial}$$

- **L'ammonium :**

La photosynthèse (R_{ph}) et la nitrification (R_{nit}) consomment de l'ammonium, tandis que la dégradation du COP et du COD (R_{COP}^i et R_{COD}^j) et la respiration du phytoplancton en produisent (R_{resp}). Le phytoplancton assimile de préférence de l'ammonium par rapport au nitrate (α_N , le taux d'assimilation de NH_4^+ par le phytoplancton).

$$\beta_{[NH_4^+]} = \left(\frac{N}{C}\right) \cdot (\sum_i R_{COP}^i + \sum_j R_{COD}^j) + \left(\frac{N}{C}\right)_{Ph} \cdot [R_{COP}^{detritus} + R_{resp} - \alpha_N R_{ph}] - R_{nit}$$

avec $i=DO, STEP$ ou litière et $j=DO, STEP$ ou fluvial

$\left(\frac{N}{C}\right)$ le rapport stœchiométrique entre l'azote et le carbone,

$\left(\frac{N}{C}\right)_{Ph}$ le rapport stœchiométrique entre l'azote et le carbone pour le phytoplancton.

- **Les nitrates :**

Les nitrates sont produits lors de la nitrification (R_{nit}) et sont consommés lors de la photosynthèse (R_{ph}), avec cette fois-ci un taux d'assimilation de $1 - \alpha_N$ de nitrate:

$$\beta_{[NO_3^-]} = R_{nit} - \left(\frac{N}{C}\right)_{Ph} \cdot (1 - \alpha_N) R_{ph}$$

- **L'oxygène dissous :**

Plusieurs processus interviennent en tant que puits ou source d'oxygène dissous dans les eaux estuariennes. Les apports d'oxygène sont dus aux échanges gazeux (R_{aera}) avec l'atmosphère, et à la photosynthèse (R_{ph}) qui produit de l'oxygène. La consommation d'oxygène est due à la minéralisation du carbone organique (R_{COP}^i et R_{COD}^j) par les bactéries hétérotrophes, à la respiration du phytoplancton (R_{resp}) et à la nitrification (R_{nit}). L'équation de conservation de l'oxygène dans le milieu s'écrit alors :

$$\beta_{[OD]} = R_{aera} + \left[\left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NH_4}} \cdot \alpha_N + \left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NO_3}} \cdot (1 - \alpha_N) \right] \cdot R_{ph} - \left(\frac{O}{C}\right) \cdot (\sum_i R_{COP}^i + \sum_j R_{COD}^j) - \left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NH_4}} \cdot (R_{COP}^{detritus} + R_{resp}) - \left(\frac{O}{C}\right)_{nit} R_{nit}$$

avec, $i=DO, STEP$ ou litière et $j=DO, STEP$ ou fluvial

$\left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NH_4}}$ est le rapport stœchiométrique oxygène carbone pour l'assimilation de NH_4^+ par le phytoplancton ;

$\left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NO_3}}$ est le rapport stœchiométrique oxygène carbone pour l'assimilation de NO_3^- par le phytoplancton ;

$\left(\frac{O}{C}\right)$ est le rapport stœchiométrique oxygène carbone ;

$\left(\frac{O}{C}\right)_{nit}$ est le rapport stœchiométrique oxygène azote pour la nitrification.

La partie suivante décrit les choix des paramètres intervenant dans les équations des réactions biogéochimiques pour calibrer le modèle.

3. Calibration du modèle 3D couplé hydro-sédimentaire et biogéochimique

3.1. Vérification de la dynamique des matières en suspension

Lors de la première simulation sur l'année 2006 nous avons remarqué que le BV n'était pas assez concentré, et ceci sur les 4 stations disposant de mesures continues MAGEST. En effet, en hiver (janvier-avril), lorsque le BV se trouve autour de Pauillac, les MES sont inférieures à 1 g.L^{-1} (Figure II.5a.1) et en été (mai-septembre), lorsqu'il se déplace vers l'amont, les MES sont toujours aussi inférieures à 1 g.L^{-1} sur Bordeaux, Portets et Libourne (Figures II.5 b.1, c.1 et d.1). Il faut rappeler que cette simulation a été réalisée avec le paramétrage de Benaouda (2008) et Van Maanen et Sottolichio (2013). Ce paramétrage avait été optimisé pour simuler les positions saisonnières du BV tout en maintenant une masse stable de sédiments en suspension au cours du temps, avec des validations très qualitatives, et vérifiées surtout en aval de l'estuaire. Pour la présente application du modèle biogéochimique, il est nécessaire d'améliorer ce paramétrage, en vue notamment d'obtenir des concentrations suffisamment élevées dans les sections fluviales.

Nous avons donc cherché à réduire la vitesse de chute des MES afin de maintenir les sédiments plus longtemps en suspension, et ainsi obtenir un bouchon vaseux plus concentré en matières en suspension, en particulier dans la zone estuarienne de la Garonne en été. Pour justifier ce paramétrage nous avons fait l'hypothèse que dans cette région du fleuve, les

particules du bouchon vaseux, qui se trouvent dans de l'eau douce, subissent une défloculation. En effet, en hiver et au printemps, le bouchon vaseux se localise en aval de Pauillac, dans de l'eau salée, qui favorise la floculation ; mais en se déplaçant vers l'amont de la Garonne en étiage, le bouchon vaseux va se retrouver progressivement dans de l'eau douce, le front salin ne remontant quasiment pas en amont de Bordeaux. La défloculation n'a pas encore été constatée en eau douce en Garonne estuarienne par des mesures *in-situ*, mais elle semble vraisemblable compte-tenu des connaissances de l'effet de la salinité sur les sédiments fins (Mehta, 2014 ; Owen, 1970). Dans le modèle, il a fallu déterminer une salinité seuil (S_{lim}) en dessous de laquelle la défloculation commence à avoir un effet sur la vitesse de chute:

$$si S < S_{lim} : w_s = \max\left(w_{smin}; \frac{S \cdot w_s}{S_{lim}}\right), \text{ alors } w_s \text{ sera plus faible}$$

$$si S \geq S_{lim} : w_s = \max(w_{smin}; w_s)$$

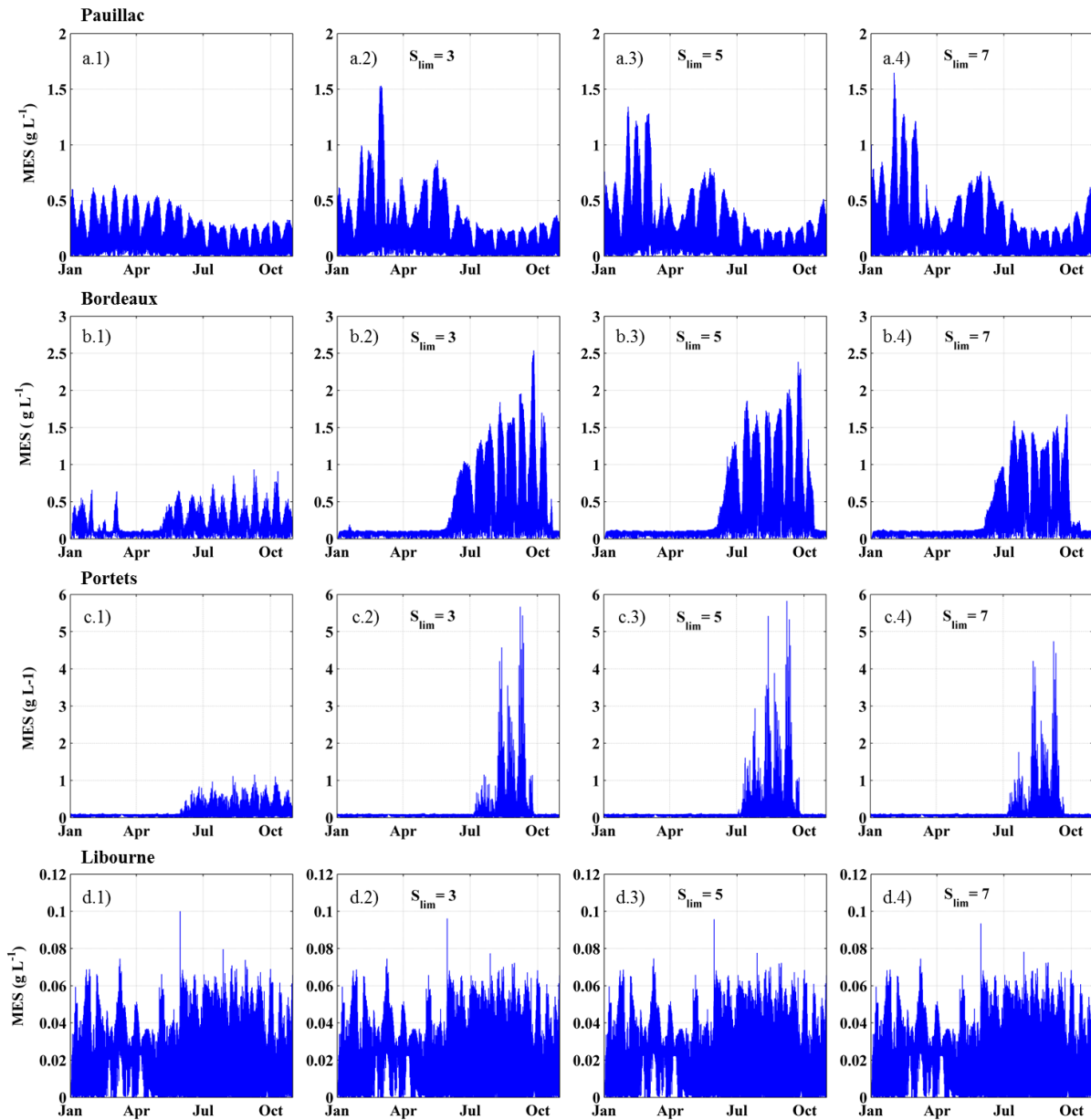


Figure II.5 : Évolution temporelle des concentrations en MES ($g.L^{-1}$) en surface sur Pauillac (a), Bordeaux (b), Portets (c) et Libourne (d) simulées en 2006 : (1) sans limitation par la salinité et pour différentes salinités limites S_{lim} : $S_{lim}=3$ (2), $S_{lim}=5$ (3) et $S_{lim}=7$ (4).

Nous remarquons qu'en limitant la vitesse de chute pour une salinité inférieure ou égale à 3, la concentration en MES augmente significativement sur toutes les stations sauf Libourne (Figures II.5 a.2, b.2, c.2 et d.2). Lorsque la S_{lim} est de 7, on remarque que sur Bordeaux et Portets les MES sont moins concentrées car le BV est positionné plus en aval (Figures II.5 d.2 et d.3). Cela s'explique par le fait que les MES se trouvant entre les salinités 0 et 7 ont une vitesse de chute plus faible et se retrouvent transportées plus facilement vers l'aval par le débit fluvial, limitant donc la remontée du BV vers l'amont. Le but étant d'augmenter la

concentration en MES sur Bordeaux de manière à se rapprocher des conditions mesurées *in-situ*, nous avons introduit une salinité limite de 5, qui correspond à la valeur maximale observée à Bordeaux en été. Ainsi lorsque le BV se trouve sur Bordeaux, la vitesse de chute des MES diminue du fait de l'efficacité de la défloculation, et les concentrations de MES augmentent (Figures II.5 a.3, b.3, c.3 et d.3). Avec ce paramétrage optimisé de la vitesse de chute, les concentrations sont plus élevées dans le bouchon vaseux lorsque celui-ci se trouve dans les sections de la Garonne.

3.2.Détermination des conditions limites des variables biogéochimiques

Les conditions limites amont des variables biogéochimiques ont été déterminées à partir des mesures *in-situ* réalisées par le laboratoire EPOC entre octobre 1996 et septembre 1997 à La Réole sur la Garonne et à St Foy sur la Dordogne (Veyssy, 1998a).

Les conditions limites du COP_{DO}, COD_{DO}, COP_{STEP} et COD_{STEP} sont nulles, car ces variables sont insérées comme des apports dans des mailles choisies en fonction de leurs points de rejets.

- **Le COP provenant des litières :**

Ne disposant pas de données de concentration du COP_{litière} en amont de la Dordogne et de la Garonne, la concentration du COP_{litière} a été déterminée à partir de flux mensuels pour le COP_{litière} dans la Garonne et d'un flux annuel dans la Dordogne. Ces flux de COP_{litière} ont été calculés à partir de mesures de COP total et des pigments chlorophylliens disponibles en 1995-1996 (Veyssy, 1998a). Dans un premier temps, la concentration en amont correspondant à la période de mesure est calculée:

$$[COP]_{litière_Gar}^{95-96} = \frac{F_{mens} \cdot 10^9}{M_C \cdot n_{jour} \cdot Q_{moy}^{Garonne} \cdot 86400} \text{ (une valeur par mois)}$$

$$[COP]_{litière_Dor}^{95-96} = \frac{F_{annuel} \cdot 10^9}{M_C \cdot n_{jour} \cdot Q_{moy}^{Dordogne} \cdot 86400} \text{ (une valeur annuelle)}$$

avec, $[COP]_{litière_Gar}^{95-96}$ et $[COP]_{litière_Dor}^{95-96}$ la concentration du COP litière provenant de la Garonne et la Dordogne pour la période de mesure en $\mu\text{mol.L}^{-1}$,

F_{mens} le flux de litière mensuel de la Garonne en $t.mois^{-1}$ et n_{jourm} le nombre de jours en un mois,

F_{annuel} le flux de litière annuel de la Dordogne en $t. an^{-1}$ et n_{joura} le nombre de jours en un an,

$Q_{moy}^{Garonne}$ et $Q_{moy}^{Dordogne}$ le débit moyen mensuel de la Garonne et la Dordogne sur 20 ans entre 1975 et 1996 en $m^3.s^{-1}$,

M_C la masse molaire du carbone en $g.mol^{-1}$.

Le rapport entre la concentration et le débit moyen mensuel est :

$$X_{litière_Gar} = [COP]_{litière_Gar}^{95-96} / Q_{moy}^{Garonne} \text{ en } \mu mol.s.L^{-1}.m^{-3} \text{ (Tableau II.1)}$$

$$X_{litière_Dor} = [COP]_{litière_Dor}^{95-96} / Q_{moy}^{Dordogne} \text{ en } \mu mol.s.L^{-1}.m^{-3} \text{ (Tableau II.2)}$$

Tableau II.1 : Le rapport $X_{litière_Gar}$ pour la Garonne

	F_{mens} ($t.mois^{-1}$)	$Q_{moy}^{Garonne}$ ($m^3.s^{-1}$)	$[COP]_{litière}^{95-96}$ ($\mu mol.L^{-1}$)	$X_{litière_Gar}$ ($\mu mol.s.L^{-1}.m^{-3}$)
Janvier	4000	970	128	0,1324
Février	6250	1085	198	0,1829
Mars	5500	877	195	0,2223
Avril	3250	877	119	0,1358
Mai	3000	808	116	0,1430
Juin	3250	554	189	0,3403
Juillet	250	300	26	0,0864
Août	0	185	0	0
Septembre	0	231	0	0
Octobre	1500	392	119	0,3030
Novembre	3000	531	182	0,3421
Décembre	2000	877	71	0,0808

Tableau II.2 : Le rapport $X_{litière_Dor}$ pour la Dordogne

	F_{annuel} ($t.an^{-1}$)	$Q_{moy}^{Dordogne}$ ($m^3.s^{-1}$)	$[COP]_{litter_Dor}^{97-98}$ ($\mu mol.L^{-1}$)	$X_{litière_Dor}$ ($\mu mol.s.L^{-1}.m^{-3}$)
annuel	2600	298	23	0,0776

En été, les apports de litières sont nuls (Etcheber et al., 2007 ; Veyssy, 1998). En effet les apports de matière organique particulaire sont principalement constitués de matériel phytoplanctonique (Lemaire, 2002). Conformément aux observations, un apport de litières nul est considéré de juin à septembre dans le modèle : $X_{litière_Gar}^{model}$ et $X_{litière_Dor}^{model}$ (Tableau II.3).

Tableau II.3 : Les rapports $X_{litière_Gar}^{model}$ et $X_{litière_Dor}^{model}$ insérés dans le modèle pour évaluer les concentrations en $COP_{litière}$ à la limite amont en Garonne et Dordogne en fonction du débit journalier de la période simulée.

	$X_{litière_Gar}^{model}$	$X_{litière_Dor}^{model}$
Janvier	0,1324	0,0776
Février	0,1829	0,0776
Mars	0,2223	0,0776
Avril	0,1358	0,0776
Mai	0,1430	0,0776
Juin	0	0
Juillet	0	0
Août	0	0
Septembre	0	0
Octobre	0,3030	0,0776
Novembre	0,3421	0,0776
Décembre	0,0808	0,0776

Le modèle calcule ensuite la concentration du $COP_{litière}$ à la limite amont de chaque rivière en le multipliant par le débit fluvial journalier de l'année de simulation correspondante:

$$[COP]_{litière_Gar}^{amont} = X_{litière_Gar}^{model} \cdot Q_{Garonne} \text{ en } \mu\text{mol.L}^{-1}, \text{ avec } Q_{Garonne} \text{ le débit journalier de la Garonne en } \text{m}^3.\text{s}^{-1}.$$

$$[COP]_{litière_Dor}^{amont} = X_{litière_Dor}^{model} \cdot Q_{Dordogne} \text{ en } \mu\text{mol.L}^{-1}, \text{ avec } Q_{Dordogne} \text{ le débit journalier de la Dordogne en } \text{m}^3.\text{s}^{-1}.$$

- **Le COP provenant du phytoplancton :**

Sur la Garonne, les mesures *in-situ* montrent une hausse du COP_{phyto} entre les mois de février et de mai, s'élevant à presque $100 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Sur la Dordogne, le bloom de phytoplancton printanier s'étend de février à juin et les concentrations atteignent presque les $50 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Nous avons donc choisi d'insérer en amont des rivières une concentration nulle tout au long de l'année avec un pic au mois de mars et avril de $100 \mu\text{mol.L}^{-1}$ pour la Garonne et $50 \mu\text{mol.L}^{-1}$ pour la Dordogne (Figure II.6).

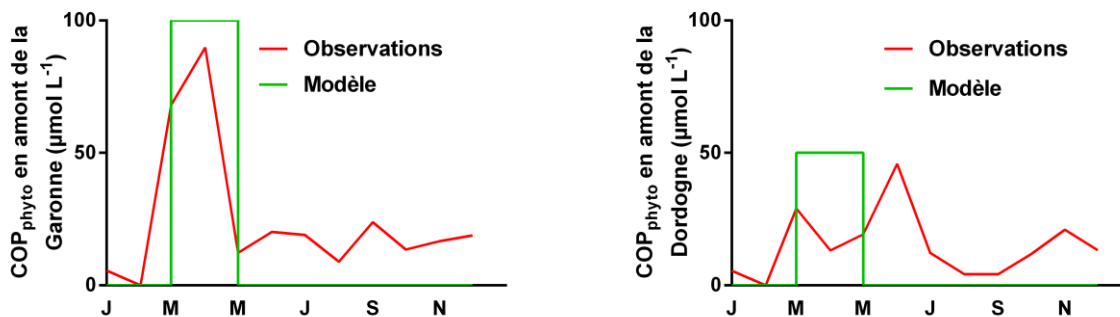


Figure II.6 : Moyenne mensuelle du COP_{phyto} en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.

- **Le COP provenant des détritits d'origine algale :**

Les mesures *in-situ* sur la Garonne montrent un pic du $COP_{détritits}$ au mois d'avril correspondant au phytoplancton produit lors du bloom printanier. Cependant, sur la Dordogne le maximum de $COP_{détritits}$ se produit en juin et en décembre. Disposant de mesures que sur l'année 1996-1997, nous supposons que le maximum de $COP_{détritits}$ se produit lors du bloom printanier. Nous avons donc choisi d'insérer en amont des rivières une concentration

nulle tout au long de l'année avec un pic au mois de mars et avril de $13 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figure II.7).

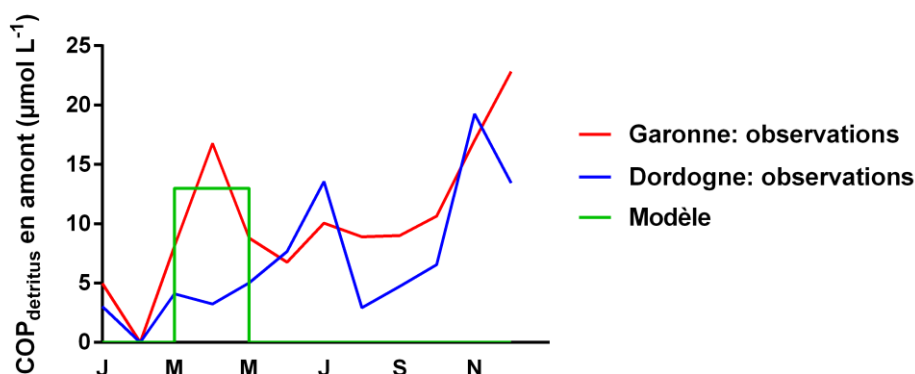


Figure II.7 : Moyenne mensuelle du $\text{COD}_{\text{détritus}}$ mesurée en amont de la Garonne (rouge) et de la Dordogne (bleu) et les valeurs insérées dans le modèle sur les deux fleuves sont en vert. Les données sont issues de Veyssy (1998).

- **Le COD provenant des rivières :**

Sur la Garonne et la Dordogne les mesures *in-situ* de $\text{COD}_{\text{fluvial}}$ à l'amont des rivières ne montrent pas de variations saisonnières importantes, nous avons donc pris comme hypothèse une concentration constante de $200 \mu\text{mol.L}^{-1}$ dans les deux fleuves (Figure II.8).

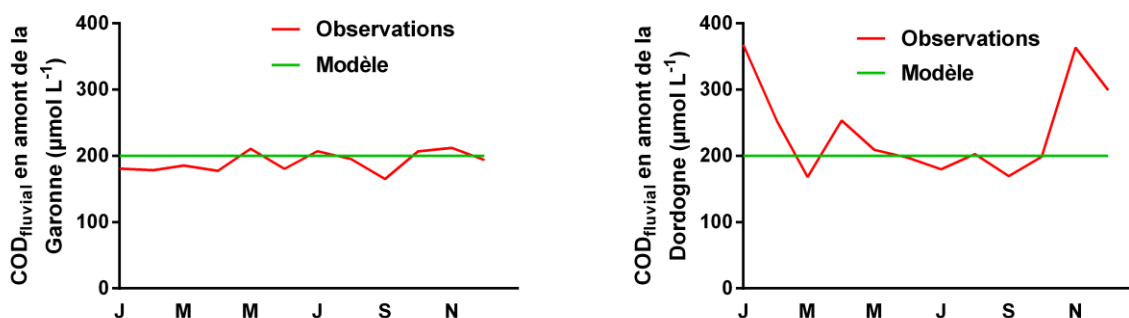


Figure II.8 : Moyenne mensuelle du $\text{COD}_{\text{fluvial}}$ en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.

- **L'ammonium :**

Les mesures présentent un trou de données pour le mois d'août. On distingue un pic d'ammonium entre le mois d'avril et de mai (une variation de 3 à $6 \mu\text{mol.L}^{-1}$). Cette

augmentation de concentration correspond aux nutriments produits lors de la photosynthèse. Cependant, sur la Dordogne le pic est plus léger. Nous avons donc inséré une concentration constante de $3 \mu\text{mol.L}^{-1}$ sur les deux rivières avec sur la Garonne un pic de $6 \mu\text{mol.L}^{-1}$ au mois de mai (Figure II.9).

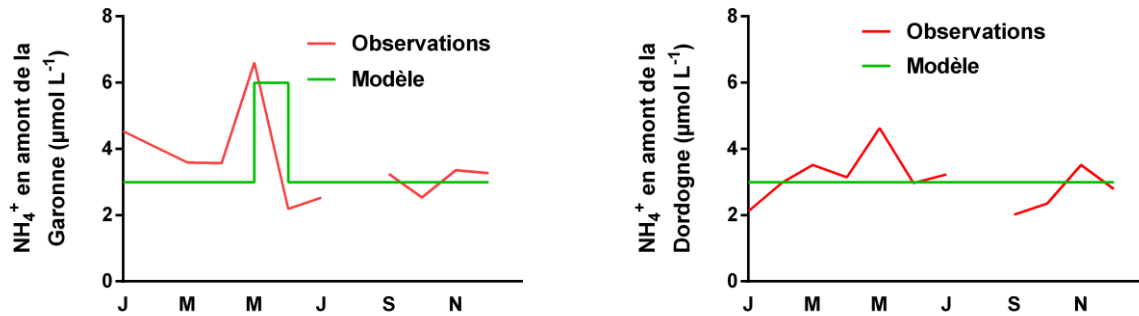


Figure II.9 : Moyenne mensuelle du NH_4^+ en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.

- **Les nitrates :**

Les concentrations en nitrate en amont des rivières ne varient pas beaucoup saisonnièrement. Dans le modèle, nous avons donc inséré une concentration constante de $120 \mu\text{mol.L}^{-1}$ sur la Garonne et de $100 \mu\text{mol.L}^{-1}$ sur la Dordogne (Figure II.10).

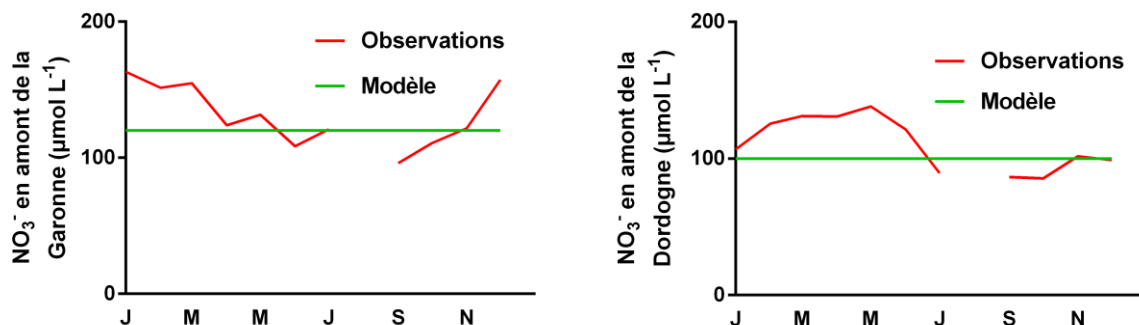


Figure II.10 : Moyenne mensuelle du NO_3^- en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.

- **L'oxygène dissous :**

Pour ce qui concerne l'oxygène dissous, nous ne disposons que de données ponctuelles sur l'amont de la Garonne et la Dordogne. Nous avons déterminé la concentration en amont à partir des mesures réalisées par le réseau MAGEST. Les données sur Portets et Libourne montrent tout au long de l'année des concentrations aux alentours de 90 %sat, avec une chute en été lorsque le BV se déplace vers l'amont. Sachant que le BV n'atteint pas les limites amont du modèle nous fixons une concentration limite amont de 90 %sat sur la Garonne et la Dordogne. Cette valeur est cohérente avec celles mesurées en juin et septembre 1997 (Abril et al., 1999).

3.3.Paramétrisation du modèle biogéochimique

Les paramètres ou les fonctions intervenant dans les équations du modèle biogéochimique sont dans leur grande majorité issus des mesures *in-situ* et expérimentales réalisées sur l'estuaire de la Gironde.

3.3.1. Cinétiques de réactions biogéochimiques

Les cinétiques de minéralisation du COP et du COD de différentes origines, et la cinétique de respiration du phytoplancton sont issues de données expérimentales calculées à partir de mesures sur l'estuaire de la Gironde (Tableau II.4). La valeur de la vitesse de croissance maximale du phytoplancton G_{pmax} est issue du modèle biogéochimique de la Loire (Thouvenin et al., 1994) et la cinétique de la nitrification de la bibliographie (Ambrose et al., 1993) (Tableau II.6).

Tableau II.4 : Valeurs des cinétiques de dégradation du carbone organique

Symboles	Nom	Unite	Valeur	Références
k_P^{DO}	Cinétique de minéralisation du COP _{DO}	j^{-1}	0,4	(Lanoux, 2013)
k_P^{STEP}	Cinétique de minéralisation du COP _{STEP}	j^{-1}	0,3	(Lanoux, 2013)
$k_P^{litière}$	Cinétique de minéralisation du COP _{litière}	j^{-1}	0,005	(Lemaire, 2002)
$k_P^{détritus}$	Cinétique de minéralisation du COP _{détritus}	j^{-1}	0,01	(Lemaire, 2002)
k_D^{DO}	Cinétique de minéralisation du COD _{DO}	j^{-1}	0,2	(Lanoux, 2013)
k_D^{STEP}	Cinétique de minéralisation du COD _{STEP}	j^{-1}	0,08	(Lanoux, 2013)
$k_D^{fluvial}$	Cinétique de minéralisation du COD _{fluvial}	j^{-1}	0,005	(Lemaire, 2002)
k_R	Cinétique de respiration du phytoplancton	j^{-1}	0,03	(Lemaire, 2002)

3.3.2. Formules des processus et paramètres des équations

Les deux tableaux suivants (Tableaux II.5 et II.6) détaillent les formules et les paramètres intervenant dans les équations des réactions biogéochimiques.

Le coefficient d'atténuation, K_e , intervenant dans la fonction de limitation de la lumière $f(I)$ est issu de mesures expérimentales réalisées par Irigoien et Castel (1997). Le coefficient k_{600} , la vitesse de transfert de gaz normalisée au nombre de Schmidt de 600 ($cm.h^{-1}$), intervenant dans l'équation du processus d'aération a lui aussi été formulé à partir de mesures *in-situ* réalisées sur l'estuaire de la Gironde par Abril et al. (2009). Les autres paramètres intervenant dans les réactions biogéochimiques ont été choisis à partir de données bibliographiques utilisées sur d'autres estuaires tempérés et macro-tidaux (Tableau II.6).

Tableau II.5 : Formules des paramètres intervenant dans les équations du modèle biogéochimique

Symboles	Nom	Formulation	Références
$f(T)$	Fonction limitante par la température	$f(T) = Q_{10} \frac{T-T_{ref}}{10}$	(Regnier et Steefel, 1999)
$f(T)$	Fonction limitante par la température dans la photosynthèse	$f(T) = \theta^{T-T_{ref}}$	(Ambrose et al., 1993)
$f(I)$	Fonction limitante par la lumière	$f(I) = \frac{I_0 \alpha_{PAR} e^{-K_e h}}{I_s} \exp\left(1 - \frac{I_0 \alpha_{PAR} e^{-K_e h}}{I_s}\right)$, I_0 : Intensité lumineuse ($J.m^2.s^{-1}$)	(Steele, 1962)
$f(N)$	Fonction limitante par les nutriments	$f(N) = \frac{[NH_4^+] + [NO_3^-]}{[NH_4^+] + [NO_3^-] + K_N}$	(Ambrose et al., 1993)
K_e	Coefficient d'atténuation	$K_e = 0,13 + 0,049.MES$	(Irigoiien et Castel, 1997)
α_N	Fraction de NH_4^+ assimilée par le phytoplancton	$\alpha_N = \left(\frac{[NH_4^+].[NO_3^-]}{(K_N + [NO_3^-])(K_N + [NH_4^+])}\right) + \left(\frac{[NH_4^+].K_N}{([NH_4^+] + [NO_3^-])(K_N + [NH_4^+])}\right)$	(Zheng et al., 2004)
k_{aera}	Taux d'aération (s^{-1})	$k_{aera} = k_{600} \left(\frac{600}{Sc_{O_2}}\right)^{-n}$, with $n = \begin{cases} \frac{2}{3} & \text{if } U_{10} < 2m.s^{-1} \\ -\frac{1}{2} & \text{if } U_{10} > 2m.s^{-1} \end{cases}$	(Wanninkhof, 1992) (Jähne et al., 1987)
k_{600}	Vitesse de transfert de gaz normalisée au nombre de Schmidt de 600 ($cm.h^{-1}$)	$k_{600} = 1,8e^{0,0165v} + [1,23 + \log(A)][1 - 0,44SSC].U_{10}$ v : courants ($m.s^{-1}$) ; A : surface (km^2) ; U_{10} : vent at 10 m ($m.s^{-1}$) ; MES: concentration de la matière en suspension ($g.L^{-1}$)	(Abril et al., 2009)
$[OD]_{sat}$	Oxygène dissous à saturation ($\mu mol.L^{-1}$)	$[OD]_{sat} = 14,652 - 0,0841 * S + [-0,41022 + 0,00256 * S + A(S, T) * T] * T$ $A(S, T) = 0,007991 - 0,0000374 * S - 0,000077774 * T$ S : salinité et T : température ($^{\circ}C$)	(Lopes et al., 2008)
Sc_{OD}	Coefficient de Schmidt	$Sc_{OD(T;S)} = \frac{Sc_{O_2(T;35)}}{Sc_{O_2(T;0)}} * S + Sc_{O_2(T;0)}$	(Wanninkhof, 1992)
$Sc_{OD(T;35)}$	Coefficient de Schmidt pour une salinité de 35 psu	$Sc_{OD(T;35)} = 1953,4 - 128T + 3,9918T^2 - 0,050091T^3$	(Wanninkhof, 1992)
$Sc_{OD(T;0)}$	Coefficient de Schmidt pour une salinité de 0 psu	$Sc_{OD(T;0)} = 1800,6 - 120,1T + 3,7818T^2 - 0,047608T^3$	(Wanninkhof, 1992)

Tableau II.6 : Valeurs des paramètres intervenant dans les équations du modèle biogéochimique

Symboles	Minéralisation	Unité	Value	Références
K_{OD}	Constante de demi-saturation de l'OD pour la minéralisation	$\mu\text{mol.L}^{-1}$	15	(Regnier et Steefel, 1999)
Q_{10}	Coefficient de température pour la minéralisation	/	2	(Regnier et Steefel, 1999)
T_{ref}	Température de référence	$^{\circ}\text{C}$	20	/
C/N	Rapport carbone azote	/	10	/
O/C	Rapport oxygène carbone	/	1	/
Symbol	Photosynthèses			
G_{pmax}	Vitesse de croissance maximale du phytoplancton	j^{-1}	0,25	(Thouvenin et al., 1994)
K_N	Constante de demi-saturation pour N	$\mu\text{mol.L}^{-1}$	0,714	(Xue et al., 2014)
I_s	Intensité lumineuse de saturation	$\text{J.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	145	(Di Toro et al., 1977)
θ_{ph}	Coefficient de température de photosynthèse	/	1,066	(Zouiten et al., 2013)
α_{PAR}	Fraction l'énergie solaire incidente sur la surface (PAR)	/	0,45	(Brock, 1981)
$(C/N)_{ph}$	Rapport carbone azote pour la photosynthèse	/	6	/
$(O/C)_{ph_{NH_4^+}}$	Rapport oxygène carbone pour l'assimilation de NH_4^+ par le phytoplancton	/	1	/
$(O/C)_{ph_{NO_3^-}}$	Rapport oxygène carbone pour l'assimilation de NO_3^- par le phytoplancton	/	1,25	/
Symbol	Nitrification			
k_{nit}	Cinétique de nitrification	j^{-1}	0,1	(Ambrose et al., 1993)
$K_{NH_4^+}$	Constante de demi-saturation pour NH_4^+	$\mu\text{mol.L}^{-1}$	100	(Billen et al., 1994)
K_{OD}	Constante de demi-saturation pour OD de nitrification	$\mu\text{mol.L}^{-1}$	15	(Regnier et Steefel, 1999)
$(O/N)_{nit}$	Rapport oxygène azote pour la nitrification	/	2	/
Symbol	Aération			
A	Surface	km^2	500	(Abril et al., 2009)
Symbol	Mortalité			
k_m	Cinétique de mortalité	j^{-1}	0,01	(Thouvenin et al., 1994)

3.3.3. Ajustement de la constante d'aération k_{600}

Dans le calcul des échanges d'oxygène dissous avec l'atmosphère, le coefficient de vitesse de transfert de gaz normalisé au nombre de Schmidt de 600 (cm.h^{-1}) est estimé à partir de la formule proposée par Abril et al. (2009) pour la Gironde :

$$k_{600} = 1,8e^{0,0165v} + [1,23 + \log(A)][1 - 0,44MES].U_{10}$$

Avec, v le courant (m.s^{-1}), A la surface (km^2), U_{10} le vent à 10 m (m.s^{-1}) et les MES la concentration de la matière en suspension (g.L^{-1}). En effet, Abril et al. (2009) ont mis en évidence qu'en Gironde, si la turbulence est générée comme partout ailleurs par le vent et le courant, elle est aussi atténuée par les fortes teneurs en MES, qui jouent le rôle de dissipateur d'énergie en s'entrechoquant les unes aux autres et en modifiant la densité et la viscosité de l'eau.

Cette formulation a été déterminée à partir de mesures réalisées autour de Pauillac, c'est-à-dire dans la partie centrale de l'estuaire de la Gironde. Sur cette zone, les concentrations de MES varient entre 0 et 2 g.L^{-1} . Cependant, sur la partie amont de l'estuaire les concentrations en MES montent au-delà de 2 g.L^{-1} . En effet, sur Portets nous pouvons voir qu'en été le k_{600} devient négatif lorsque le BV se retrouve en amont (Figure II.11). Dans la formulation du k_{600} , le terme $1 - 0,44MES$ devient négatif lorsque les MES sont supérieurs à $2,28 \text{ g.L}^{-1}$. Selon les valeurs de courant (v) et vent (U_{10}), le terme k_{600} deviendra négatif, ce qui est impossible. Nous avons donc ajusté la formulation de la manière suivante :

$$k_{600} = 1,8e^{0,0165v} + [1,23 + \log(A)][1 - 0,44MES].U_{10}$$

$$\text{si } k_{600} < 2 \text{ alors } k_{600} = 2 \text{ cm.h}^{-1}$$

Selon les valeurs des k_{600} observés sur les estuaires, nous maintenons la valeur minimale du k_{600} à 2 cm.h^{-1} (Borges et Abril, 2011)

En effectuant des simulations, nous avons observé que la correction du k_{600} n'a pas de changement significatif sur la concentration en OD. Mais nous voyons sur Bordeaux et Portets (Figures II.11d et II.11f) une légère remontée de l'OD due à la valeur minimale du k_{600} fixée.

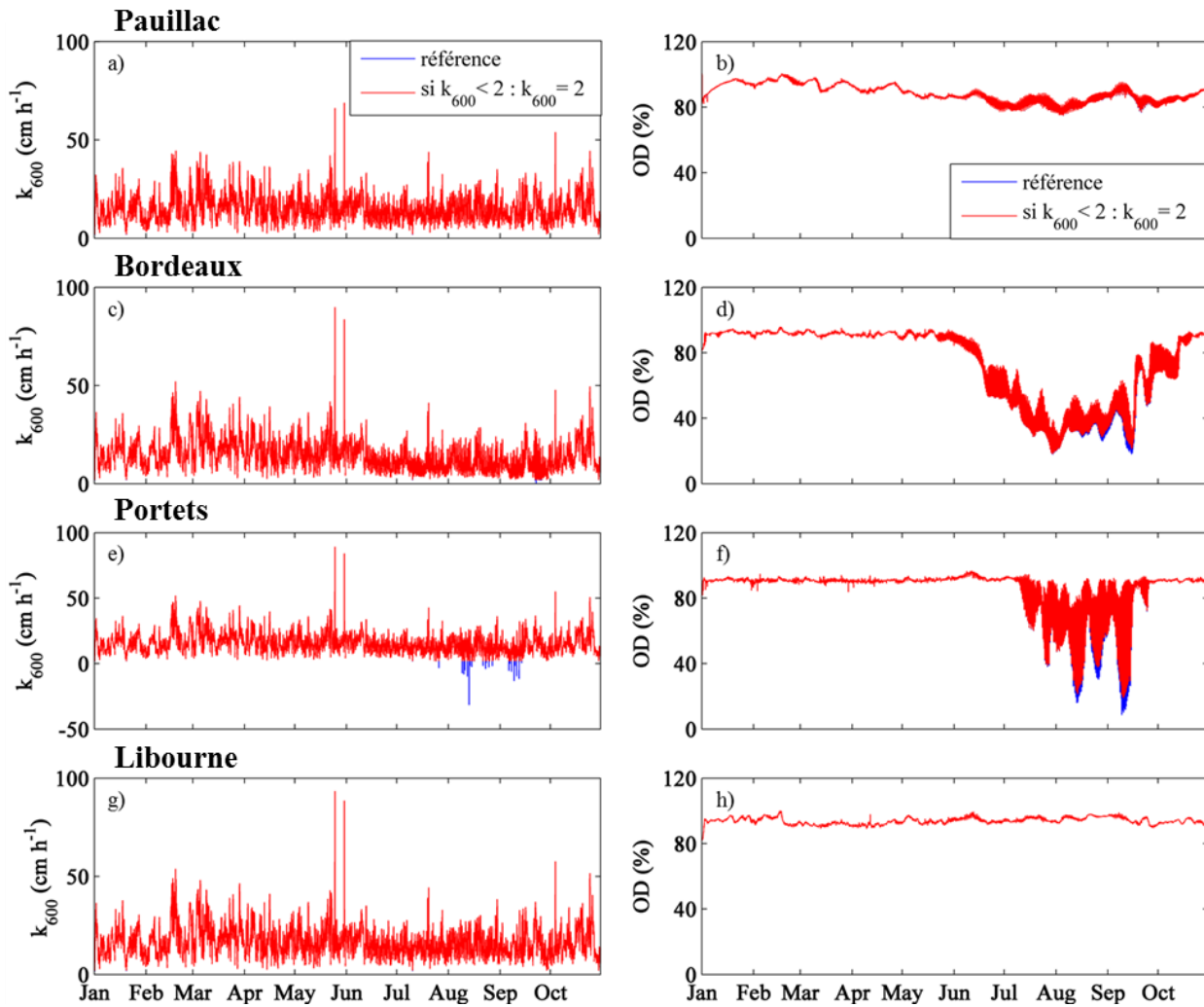


Figure II.11 : Évolution temporelle du coefficient k_{600} (cm.h^{-1}) et de l'OD (%) en 2006 sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne. La courbe bleue est la simulation de référence et la courbe rouge la correction du k_{600} pour les fortes concentrations en MES

4. Insertion des apports des rejets urbains

Les travaux de Lanoux (2013) nous ont permis de quantifier les concentrations en COP, COD et NH_4^+ ainsi que les fractions biodégradables du COD et du COP dans les effluents urbains de l'agglomération bordelaise (STEPS et DOs) (cf. Tableau I.2). Afin de prendre en compte le flux rejeté dans le modèle, nous avons extrait les débits sortants de chaque STEP et DO pour la période d'étude. Nous pourrions donc insérer le flux rejeté en multipliant le débit par la concentration. Il faut noter que depuis 2013 la STEP de Louis Fargue a été réhabilitée, et aujourd'hui celle-ci a la même capacité de traitement des eaux que celle de Clos de Hilde. Pour des simulations postérieures à l'année 2013, nous appliquerons les concentrations en COP, COD et NH_4^+ de Clos de Hilde aux deux STEPs. Ensuite, nous avons relevé la

localisation géographique des points de rejets des STEPs et DOs et nous les avons placés dans les mailles correspondantes (Figure II.12).

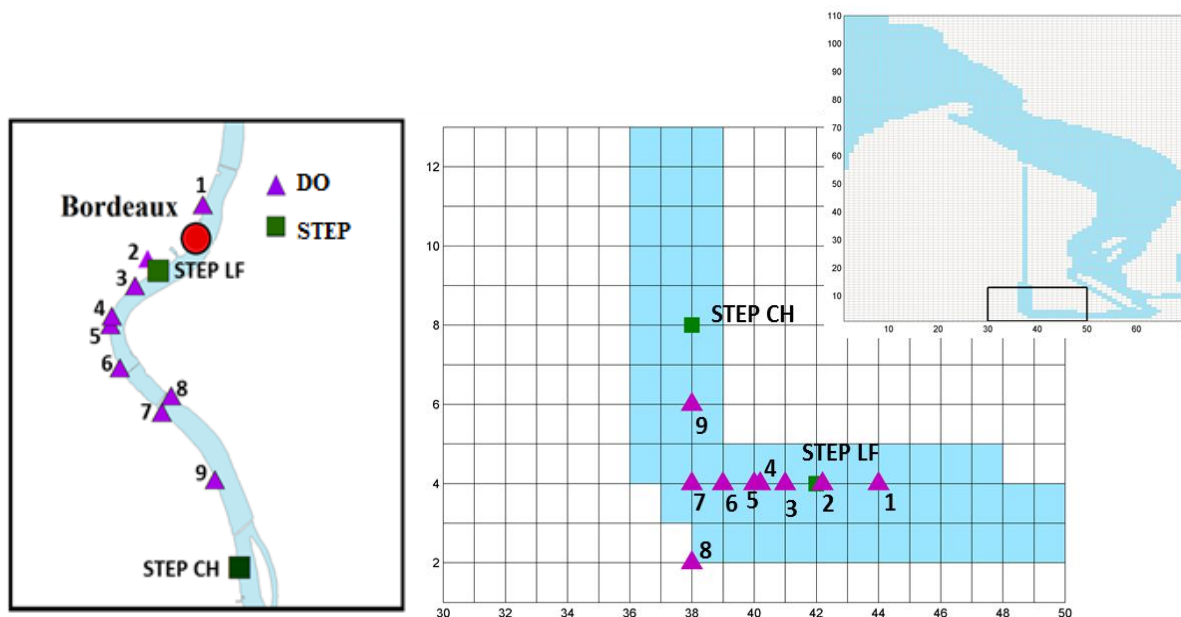


Figure II.12 : Localisation géographique (gauche) et dans le maillage du modèle (droite) des points de rejets des 2 STEPs (carré vert) et des 9 déversoirs d'orage (triangle violet) sur la Garonne.

5. Forçages du modèle

Différents forçages sont introduits dans le modèle biogéochimique couplé à l'hydrodynamique et au transport sédimentaire. Aux limites de propagation de la marée dans les fleuves, les débits journaliers de la Garonne et la Dordogne sont introduits (données issues de la Banque Hydro, www.hydro.eaufrance.fr). Les équations des réactions biogéochimiques font appel à une donnée de température de l'eau, issue du réseau MAGEST à la station de Bordeaux (<http://www.magest.u-bordeaux1.fr>). La température est uniforme sur l'ensemble de l'estuaire et varie temporellement. La formulation de la photosynthèse fait intervenir l'intensité lumineuse et l'aération fait intervenir la vitesse du vent. Les données d'intensité lumineuse et de vent ont été fournies par la base de données de Météo France à Pauillac.

6. Analyse de sensibilité

Le modèle biogéochimique prend en compte 7 réactions et 11 variables biogéochimiques avec des paramètres spécifiques pour chacune d'entre elles. L'étude de sensibilité du modèle permet de mettre en évidence les paramètres qui influencent le plus les résultats. Nous avons réalisé l'analyse de sensibilité sur l'année sèche 2006. En effet, l'année 2006 est particulièrement intéressante car elle a enregistré 60 jours de débit de la Garonne inférieur à $110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, et un événement d'hypoxie a eu lieu en été. Nous avons tout d'abord identifié les principaux processus biogéochimiques contribuant aux variations d'oxygène. Puis nous avons sélectionné le(s) paramètre(s) à faire varier.

L'objectif étant de simuler l'hypoxie estivale sur la Garonne, nous avons estimé grâce au modèle l'intensité des flux d'oxygène dus aux différentes sources et puits qui interviennent dans l'évolution de l'oxygène au niveau de la zone de Bordeaux (cf. la zone orange représentée sur la Figure I.4). La minéralisation du carbone organique particulaire provenant de la litière issue du bassin versant, des STEPs et des déversoirs d'orage, la minéralisation du carbone organique dissous provenant de la partie fluviale et la nitrification sont les principaux processus biogéochimiques responsables de la consommation d'oxygène (Figure II.13 et Tableau II.7). L'aération est le principal flux source d'oxygène (99% de la source d'oxygène). Pour étudier la sensibilité de l'oxygène à Bordeaux à ces processus, nous avons donc choisi de faire varier les cinétiques de minéralisation du COP provenant des litières, des STEPs et des déversoirs d'orage ($k_p^{\text{litière}}$, k_p^{DO} , k_p^{STEP}), du COD fluvial (k_D^{fluvial}) et de la nitrification (k_{nit}). Pour étudier la sensibilité à l'échange d'oxygène avec l'atmosphère nous avons fait varier la vitesse du vent (U_{10}). De plus, des études de sensibilité aux conditions limites amont de l'oxygène, du $\text{COP}_{\text{litière}}$ et $\text{COD}_{\text{fluvial}}$ ont été réalisées.

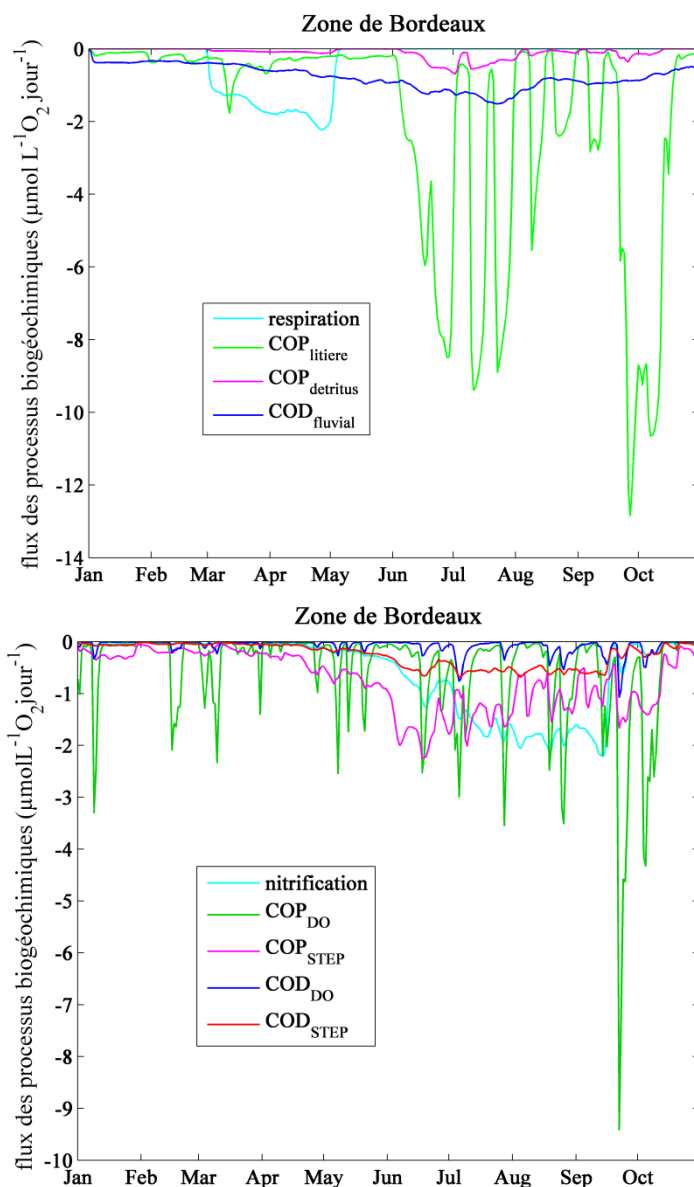


Figure II.13 : Moyenne journalière des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux. Les flux de minéralisation sont notés « COP_i » et « COD_i », avec i les différentes origines ($i=$ litière, détritius, fluvial, DO, STEP)

Tableau II.7 : Moyenne annuelle de la contribution des flux biogéochimiques sur la consommation d'oxygène sur la zone de Bordeaux. Les flux de minéralisation sont notés « COP_i » et « COD_i », avec i les différentes origines ($i=$ litière, détritius, fluvial, DO, STEP).

	Nitrification	COP DO	COP STEP	COP litière	COP détritius	COD DO	COD STEP	COD fluv	Respiration
Contribution des flux (en %)	11	11	14	36	2	1	5	14	6

La sensibilité de l'oxygène à chaque paramètre est calculée à partir de la relation suivante (Carmichael et al., 1995) (Tableau II.8):

$$\text{Perturbation centrée : Sensibilité} = \frac{V((1+a)p) - V((1-a)p)}{2a.V(p)}$$

avec $V(\mathbf{p})$ la concentration moyenne ou minimum en oxygène à Bordeaux en 2006, \mathbf{p} indique le paramètre et \mathbf{a} la perturbation c.à.d. la variation que va subir le paramètre \mathbf{p} . Si la valeur de la sensibilité est négative cela signifie une anti-corrélation avec le paramètre. La valeur de sensibilité n'a pas été calculée pour les conditions limites du $\text{COP}_{\text{litière}}$ et $\text{COD}_{\text{fluvial}}$, car la perturbation appliquée à la concentration varie dans le temps.

Tableau II.8 : Sensibilité (S) des résultats en oxygène dissous à Bordeaux vis à vis de chacun des paramètres et des conditions testées. S_{ODmoyen} : sensibilité pour la valeur moyenne en oxygène dissous sur toute l'année à Bordeaux. $S_{\text{ODminimum}}$: sensibilité pour la valeur minimum d'oxygène dissous rencontrée dans l'année à Bordeaux.

	Perturbation	S ODmoyen	S OD minimum
k_{p}^{DO}	$\pm 0,1 \text{ j}^{-1}$ ou 25%	-0,002	-0,038
$k_{\text{p}}^{\text{STEP}}$	$\pm 0,07 \text{ j}^{-1}$ ou 23%	-0,003	-0,008
$k_{\text{p}}^{\text{litière}}$	$\pm 0,0005 \text{ j}^{-1}$ ou 10%	-0,050	-0,620
$k_{\text{p}}^{\text{fluvial}}$	$\pm 0,0005 \text{ j}^{-1}$ ou 10%	-0,019	-0,134
k_{nit}	$\pm 0,01 \text{ j}^{-1}$ ou 10%	-0,011	-0,096
U_{10}	$\pm 10 \%$	0,069	0,370
OD_{amont}	$\pm 10\% \text{ sat}$ ou $\pm 11\%$	0,646	1,196

- **Sensibilité à la cinétique de dégradation du COP_{DO} : k_{p}^{DO}**

La valeur de la cinétique de dégradation du COP_{DO} a été calculée par Lanoux (2013) et est égale à $0,4 \text{ j}^{-1}$. Nous avons fait varier cette cinétique de 25%, ce qui correspond à la valeur moyenne des incertitudes du calcul : $k_{\text{p}}^{\text{DO}} = 0,4 \pm 0,1 \text{ j}^{-1}$. La figure II.14a indique une différence d'oxygène située entre 0 et 1,1 %sat. La sensibilité aux variations du k_{p}^{DO} de la concentration en oxygène moyenne et minimum est alors de -0,002 et -0,038 (Tableau II.8).

- **Sensibilité à la cinétique de dégradation du COP_{STEP} : k_P^{STEP}**

La valeur de la cinétique de dégradation du COP_{STEP} déterminée expérimentalement par Lanoux (2013) est de $0,3 \text{ j}^{-1}$. Nous avons fait varier cette cinétique de 23%, ce qui correspond à la valeur moyenne des précisions du calcul : $k_P^{STEP} = 0,3 \pm 0,07 \text{ j}^{-1}$. La figure II.14b montre une différence d'oxygène faible qui varie entre 0 et 0,25 %sat. La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux variations du k_P^{STEP} est donc de -0,003 et -0,008 (Tableau II.8).

- **Sensibilité à la cinétique de dégradation du COP_{litière} : $k_P^{litière}$**

La valeur de la cinétique de dégradation du COP_{litière} insérée dans le modèle est de $0,005 \text{ j}^{-1}$ (Lemaire, 2002). Nous avons choisi de la faire varier arbitrairement de 10% : $k_P^{litière} = 0,005 \pm 0,0005 \text{ j}^{-1}$. La figure II.14c montre une différence d'OD maximale de 2,1 %sat. La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux variations du $k_P^{litière}$ est de -0,050 et -0,620 (Tableau II.8).

- **Sensibilité à la cinétique de nitrification : k_{nit}**

La valeur de la cinétique de la nitrification insérée dans le modèle est de $0,1 \text{ j}^{-1}$ (Ambrose et al., 1993). Nous avons choisi de la faire varier arbitrairement de 10% : $k_{nit} = 0,1 \pm 0,01 \text{ j}^{-1}$. La figure II.14d montre une différence d'OD maximale de 0,4 %sat. La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux variations du k_{nit} est de -0,011 et -0,096 (Tableau II.8).

- **Sensibilité à la cinétique de dégradation du COD_{fluvial} : $k_D^{fluvial}$**

La valeur de la cinétique de dégradation du COD_{fluvial} insérée dans le modèle est de $0,005 \text{ j}^{-1}$ (Lemaire, 2002). Nous avons choisi de la faire varier arbitrairement de 10% : $k_D^{fluvial} = 0,005 \pm 0,0005 \text{ j}^{-1}$. La figure II.14e montre une différence d'OD maximale de 0,5 %sat. La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux variations du $k_D^{fluvial}$ est de -0,019 et -0,134 (Tableau II.8).

- **Sensibilité aux variations de vent : U_{10}**

Les données de vent introduites dans le modèle proviennent de Météo France de la station de Pauillac, située une cinquantaine de kilomètres en aval de Bordeaux. Il est donc possible que

les vitesses de vent à Bordeaux soient plus faibles. Nous avons donc évalué la sensibilité de l'oxygène dissous aux variations de $\pm 10\%$ de U_{10} . Les simulations montrent des différences de concentration en oxygène modélisée allant jusqu'à 2,5 %sat (Figure II.14f). La sensibilité de l'OD moyen et minimum est alors de 0,069 et 0,370 (Tableau II.8).

- **Sensibilité aux conditions limites amont en oxygène**

La valeur de la concentration en oxygène dans les rivières en amont de la marée dynamique introduite dans le modèle est de 90 %sat, ce qui correspond aux observations réalisées entre 1996 et 1998 (Abril, 1999) nous avons choisi de faire varier cette valeur de ± 10 %sat. Les résultats montrent des différences d'OD allant de 0 jusqu'à 9,8 %sat (Figure II.14g). La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux conditions limites amont d'OD est donc de 0,646 et 1,196 (Tableau II.8).

- **Sensibilité aux conditions limites amont en $COP_{litière}$**

La valeur introduite en amont de la Garonne est un rapport $X_{litière}$ mensuel (tableau II.3) que l'on multiplie ensuite par le débit fluvial journalier. La concentration résultante moyenne de litière en amont de la Garonne est de 64,8 $\mu\text{mol.L}^{-1}$. Afin d'étudier la sensibilité de l'oxygène dissous à Bordeaux aux conditions limites des concentrations de litières sur la Garonne, deux analyses ont été réalisées : (1) en amont de la Garonne les valeurs $X_{litière}$ mensuelles mesurées (la différence est un apport supplémentaire de litière en juin et juillet, Tableau II.1) ; (2) en amont de la Garonne la moyenne des valeurs $X_{litière}$, soit 0,1641. La figure II.14h montre une différence d'oxygène dissous allant jusqu'à 3 %sat.

- **Sensibilité aux conditions limites amont en $COD_{fluvial}$**

La valeur introduite en amont de la Garonne est une constante de 200 $\mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figure II.8). Afin d'étudier la sensibilité de l'oxygène dissous à Bordeaux aux conditions limites des concentrations du $COD_{fluvial}$ sur la Garonne, deux analyses ont été réalisées : (1) en amont de la Garonne, les valeurs moyennes mensuelles (de 1996-1997) du $COD_{fluvial}$ ont été insérées ; (2) en amont de la Garonne, les valeurs mesurées (de 1996-1997) du $COD_{fluvial}$ ont été insérées. La figure II.14i montre une différence d'oxygène dissous allant jusqu'à 4 %sat.

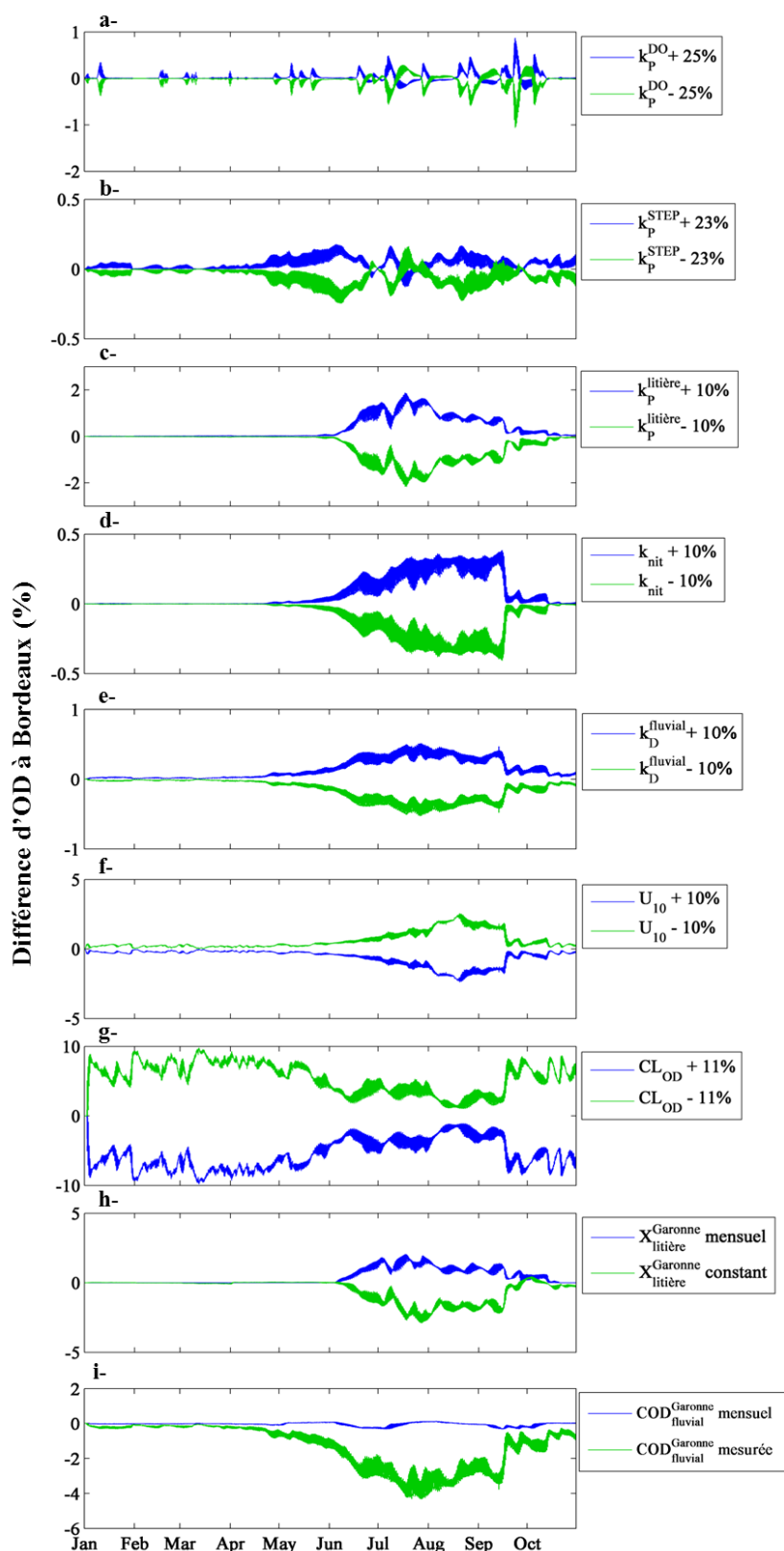


Figure II.14 : La différence d'oxygène dissous (OD) à Bordeaux entre la simulation de référence et la simulation perturbée en %sat pour l'année 2006. Sensibilité au k_p^{DO} (a), k_p^{STEP} (b), k_p^{lit} (c), k_{nit} (d), $k_D^{fluvial}$ (e), U_{10} (f), à la condition limite de l'OD en amont (g), à la condition limite du $COP_{litière}$ en amont (h) et à la condition limite du $COD_{fluvial}$ en amont (i).

Si la valeur absolue de sensibilité est supérieure ou égale à 0,3, nous caractérisons le modèle sensible aux paramètres (Hadley et al., 2015). Une sensibilité négative, signifie que l'oxygène diminue lorsque la valeur du paramètre augmente. La sensibilité de l'OD moyen et minimum aux cinétiques de dégradations est négative car, plus la cinétique est grande, plus la consommation d'oxygène sera importante. Notre analyse montre que la concentration minimum en oxygène est fortement sensible au k_p^{lit} et U_{10} : La dégradation de la matière organique provenant du bassin versant ($COP_{litière}$ et $COD_{fluvial}$) constitue le principal puits d'oxygène (50%) et l'aération est la principale source. De plus, la concentration en oxygène modélisée à Bordeaux est très sensible aux conditions limites en amont d'oxygène, de $COP_{litière}$ et de $COD_{fluvial}$. Les valeurs des conditions limites du $COP_{litière}$ sont issues de flux mensuels calculés à partir de mesures de COP total et de chlorophylle en 1995-1996 (Veysy, 1998a) et les données du $COD_{fluvial}$ sont issues de mesures de 1996-1997 (Veysy, 1998a). La réponse de l'oxygène aux variations des conditions limites du $COP_{litière}$ et $COD_{fluvial}$. La sensibilité aux conditions limites amont souligne l'importance d'avoir une bonne qualité de données en amont des fleuves pour reproduire de façon satisfaisante la dynamique de l'OD dans la zone de Bordeaux. En effet l'intégration des conditions limites correspondant à l'année de simulation permettrait d'obtenir des résultats de meilleure qualité. Il est donc nécessaire de garder en mémoire le fait que les résultats seront associés à une certaine marge d'incertitude liée à l'incertitude sur les conditions aux limites amont.

7. Validation du modèle

Le contrôle de qualité de l'eau de l'estuaire de la Gironde s'effectue sur 4 stations (Pauillac, Libourne, Bordeaux et Portets) à l'aide du réseau MAGEST. Nous confrontons donc les données de salinité, turbidité et oxygène dissous (données MAGEST) et les données de hauteur d'eau (provenant des marégraphes de Bordeaux et Pauillac) aux résultats de simulations réalisées sur les années 2005 et 2006 afin de valider le modèle sur les 4 points et dans des conditions hydrodynamiques et saisonnières variées (2 années). Nous avons réalisé une validation statistique en calculant le biais et le Willmott Skill Score (WSS, Willmott, 1982) pour chaque paramètre (hauteur d'eau, salinité, MES et OD) en chaque station (Tableau II.9).

$$WSS = 1 - \frac{\sum_i (Y_{model} - Y_{obs})^2}{\sum_i (|Y_{model} - \bar{Y}_{obs}| + |Y_{obs} - \bar{Y}_{obs}|)^2}$$
, avec, Y_{model} et Y_{obs} les données de hauteur d'eau, salinité, MES et oxygène simulées et observées, \bar{Y}_{obs} la moyenne des observations.

Selon les recommandations de Rykiel (1996) nous considérons une variable validée sur un point de mesure si elle respecte les trois critères suivants : (i) le modèle reproduit l'évolution temporelle des variables à deux échelles de temps, dans notre cas à l'échelle saisonnière et à l'échelle du cycle lunaire (vives eaux-mortes eaux) ; (ii) le modèle reproduit l'amplitude des variables ; (iii) la valeur du Willmott Skill Score (WSS) est supérieure à 0,7.

Tableau II.9 : Résultats de la validation statistique sur les 4 stations pour l'année 2005 et 2006. N=nombre de mesures et WSS= la valeur du Willmott Skill.

	Hauteur d'eau			Salinité			MES			OD		
	N	Biais	WSS	N	Biais	WSS	N	Biais	WSS	N	Biais	WSS
Pauillac	394733	0,08	0,92	49608	0,32	0,94	49601	-0,35	0,48	44229	8,04	0,41
Bordeaux	394733	0,07	0,93	62230	-0,68	0,78	62294	-0,76	0,53	62220	10,26	0,77
Portets	/	/	/	57726	-0,12	0,38	60869	-0,44	0,33	45811	-4,27	0,39
Libourne	/	/	/	75015	-0,19	0,41	65390	-1,09	0,38	73113	7,22	0,33

Concernant l'hydrodynamique sur Pauillac et Bordeaux, nous constatons (Figures II.15 et II.16) que les évolutions temporelles de la hauteur d'eau et de la salinité sont bien représentées par le modèle avec des amplitudes de variation très proches des observations, et une valeur du WSS supérieure à 0,7 (Tableau II.9).

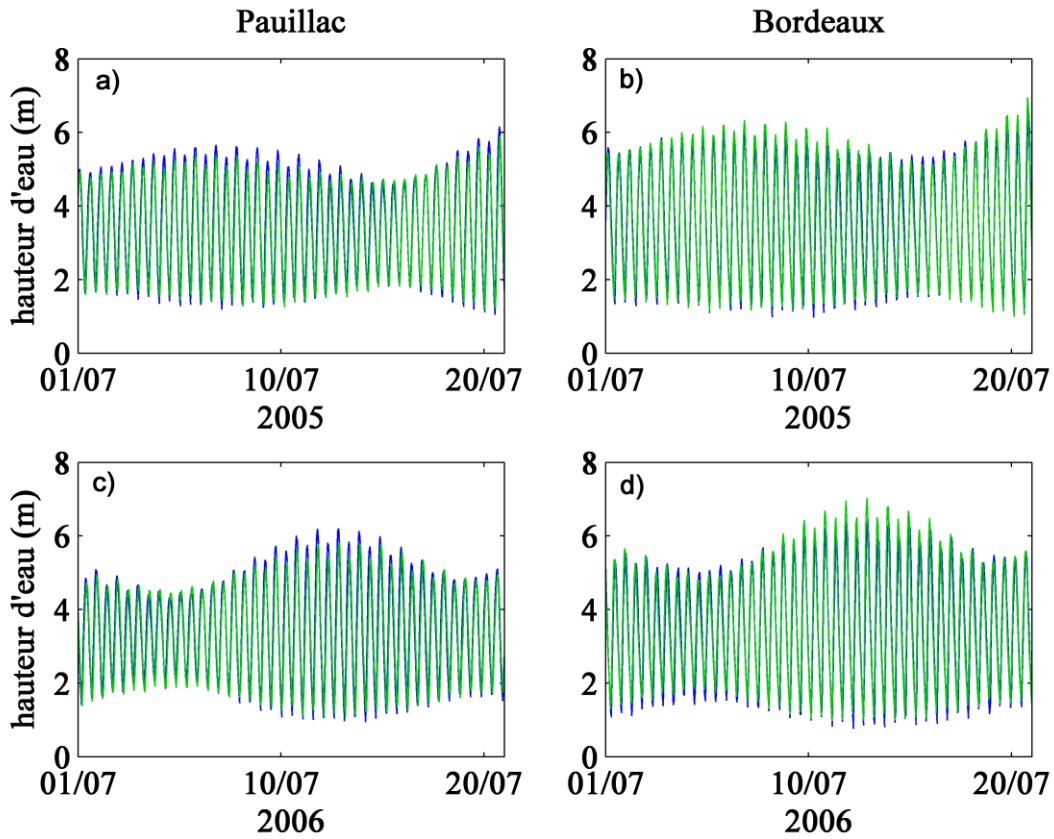


Figure II.15 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la hauteur d'eau (m) sur Pauillac et Bordeaux

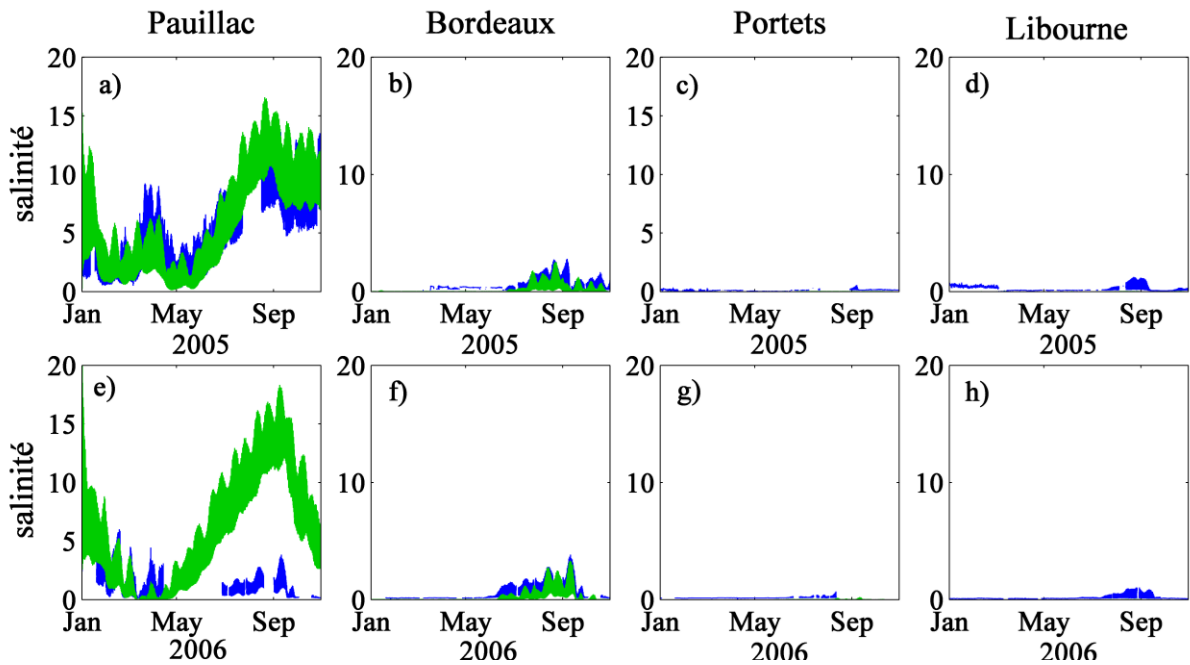


Figure II.16 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) de salinité en surface sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) à Pauillac (a, e), Bordeaux (b, f), Portets (c, g) et Libourne (d, h).

Ne disposant pas de marégraphe à Portets ni à Libourne, nous n'avons pas pu effectuer cette même validation à ces stations. Ces deux points étant situés dans la partie fluviale de l'estuaire, les salinités sont quasi-nulles, et les variations de salinité à cette échelle sont difficiles à reproduire. En effet, la salinité simulée est significativement plus faible que celle mesurée (Figure II.16) et le WSS est inférieur à 0,5 (Tableau II.9).

Le modèle reproduit de manière satisfaisante le déplacement saisonnier du BV : en hiver, il se positionne en aval et en été, en amont de l'estuaire (Figures II.17a et II.17e). En effet, les MES simulées et observées montrent une concentration maximale en hiver et minimale en été sur Pauillac (Figure II.17a), et l'inverse sur Bordeaux et Portets (Figures II.17b et II.17f). On constate également que sur Bordeaux et Portets, le modèle simule l'arrivée du BV environ 20 et 45 jours plus tard que les observations (Figures II.17 b, c, f et g). Quantitativement, le modèle semble sous-estimer la concentration en MES sur l'ensemble de l'estuaire ($WSS < 0,5$; Tableau II.9). Sur Pauillac, les concentrations en MES simulées n'excèdent pas 2 g.L^{-1} en hiver, et sur Bordeaux et Portets elles restent inférieures à 3 g.L^{-1} en été (Figure II.17). Il faut noter que ces écarts entre les concentrations en MES mesurées et modélisées peuvent aussi être dues à des valeurs mesurées qui ne sont pas tout à fait représentatives des sections de l'estuaire. En effet, dans le modèle les sections fluviales sont représentées par une seule maille sur la largeur, ce qui ne permet pas de discriminer les concentrations de MES dans le chenal et au niveau des berges, là où sont positionnées les stations de mesure de Bordeaux et de Portets. Des mesures *in situ* ont montré que la turbidité peut être 2 à 3 fois plus élevée qu'au milieu du chenal. De plus, la turbidité étant mesurée en NTU, la conversion en g.L^{-1} par une équation simple ($10\ 000 \text{ NTU} = 6 \text{ g.L}^{-1}$) pourrait surestimer les concentrations mesurées. A Libourne, le modèle simule des concentrations en MES très faibles tout au long de l'année (Figures II.17d et II.17h), révélant que le modèle ne reproduit pas la remontée du BV sur la Dordogne en été, comme le montrent les observations. Cette sous-estimation des MES en Dordogne peut être expliquée par une calibration inadéquate des paramètres sédimentaires sur cette région et/ou une mauvaise représentation bathymétrique de cette zone fluviale

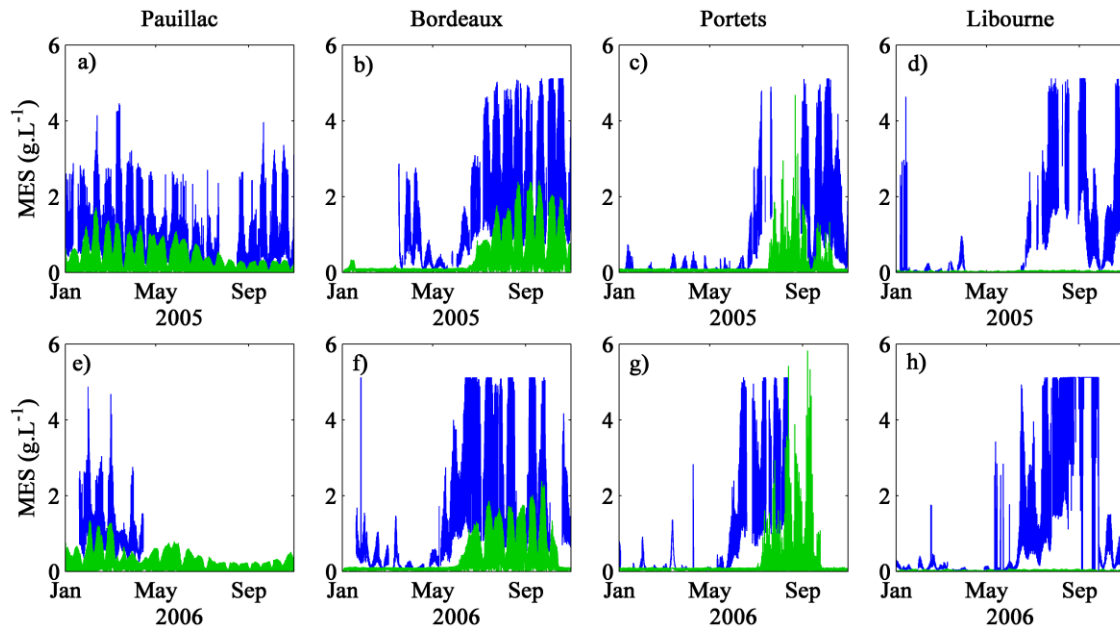


Figure II.17 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la concentration en MES (g.L^{-1}) sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne.

Concernant la dynamique de l'oxygène dissous, le modèle reproduit relativement bien les observations, avec notamment des eaux bien oxygénées en hiver et une diminution de l'oxygène dans la Garonne en été (Figure II.18). A Pauillac, l'OD simulé et les observations montrent des concentrations variant entre 70 et 120 %sat (de saturation) sans variation saisonnière caractéristique (Figures II.18a et II.18e) avec une valeur de WSS de 0,4 (Tableau II.9). Comme les données MAGEST le montrent, le modèle simule bien la diminution d'oxygène en été sur Bordeaux et Portets et les variations à l'échelle vives eaux mortes eaux (Figures II.18 b, c, f et g). Sur ces deux points, les observations montrent des amplitudes de variation d'oxygène entre 20 et 120 %sat (jusqu'à 180 %sat sur Portets), tandis que pour l'oxygène simulé, les amplitudes sont entre 20 et seulement 100 %sat (ce que est dû à la condition limite amont de 90 %sat). La valeur du WSS est supérieure à 0,7 pour Bordeaux et 0,4 pour Portets (Tableau II.8). Certaines valeurs simulées en oxygène plus faibles que celle observées (avec notamment des sursaturations mesurées à Portets et Bordeaux au printemps, et à Pauillac en été) peuvent s'expliquer par la formulation de la photosynthèse insérée dans le modèle. Celle-ci tient compte d'une forte limitation par la turbidité, mais pourrait sous-estimer la photosynthèse en limites amont et aval du bouchon vaseux. Cependant, les travaux précédents montrent une très faible production dans l'estuaire (Goosen et al., 1999 ; Irigoien

et Castel, 1997). A Libourne, le modèle ne reproduisant pas la remontée du BV sur la Dordogne, il ne simule pas la diminution d'oxygène en été (Figures II.18d et II.18h).

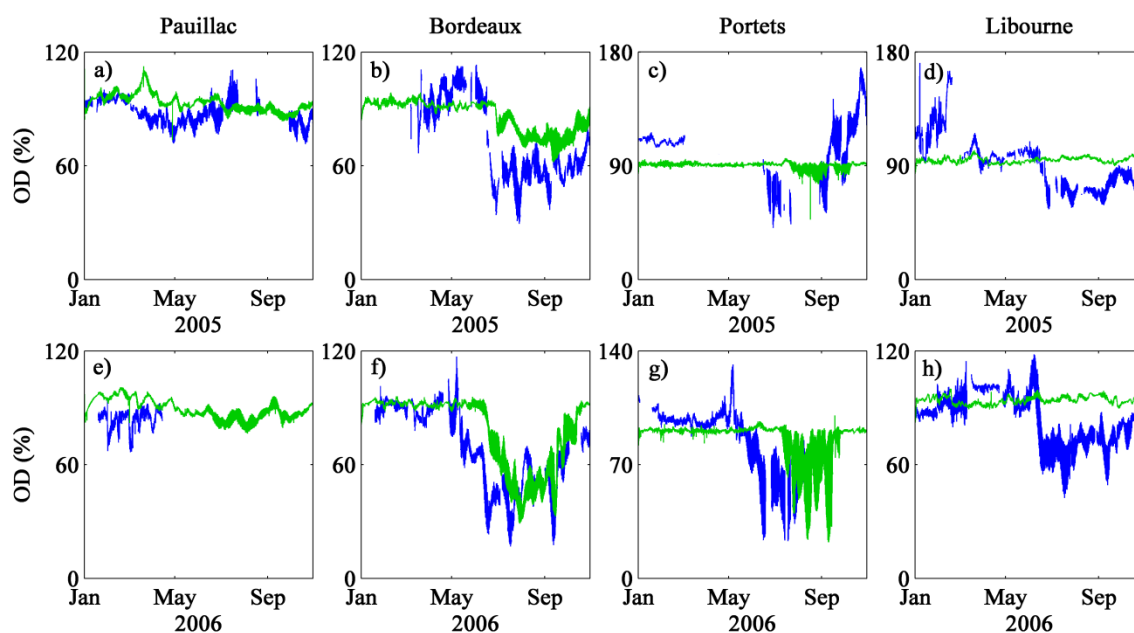


Figure II.18 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la concentration en oxygène (%) sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne.

En conclusion, le modèle reproduit bien l'hydrodynamique dans la zone aval de la Gironde et dans la Garonne au niveau de Bordeaux. La remontée du BV en été dans la Garonne est bien représentée, même si quantitativement le modèle sous-estime la turbidité par rapport à celle mesurée par la station MAGEST. Le modèle biogéochimique est cependant capable de reproduire la dynamique saisonnière de l'OD dans l'estuaire de la Gironde et ceci sans aucune calibration des paramètres biogéochimiques. Au niveau de l'agglomération Bordelaise, l'OD est bien simulé et la valeur du WSS est suffisante pour pouvoir étudier sa dynamique à différentes échelles de temps. A Portets, les variations saisonnières de l'OD sont aussi bien représentées, même si la faible valeur de WSS nous suggère de prendre les résultats avec précaution.

8. Conclusion

Le modèle biogéochimique couplé avec le modèle hydro-sédimentaire SiAM-3D a été mis en place pour l'estuaire de la Gironde. Il a tout d'abord été nécessaire de calibrer la vitesse de chute des particules dans le modèle hydro-sédimentaire, de façon à reproduire de manière satisfaisante la remontée du bouchon vaseux en été dans la Garonne estuarienne. Pour cela, nous avons imposé la diminution de la vitesse de chute lorsque les particules se trouvent à une salinité inférieure à 5, rendant compte implicitement d'une défloculation des floes du bouchon vaseux dans l'eau douce. Le bilan de flux sur la zone de Bordeaux pour l'année de simulation de 2006 montre que la dégradation de la matière organique du bassin versant ($COP_{litière}$ et $COD_{fluvial}$) est le principal flux consommateur d'oxygène. Les résultats de l'analyse de sensibilité ont révélé une forte sensibilité des variations d'oxygène aux conditions limites amont, notamment, aux conditions limites du $COP_{litière}$, $COD_{fluvial}$ et d'oxygène. Les résultats de la validation du modèle montrent que l'hydrodynamique est très bien reproduite à Pauillac et Bordeaux. Le transport saisonnier des MES dans l'estuaire de la Gironde est aussi bien reproduit par le modèle, même si les valeurs absolues de concentration en MES restent plus faibles que les observations par le réseau MAGEST à Bordeaux. Ces dernières peuvent aussi être surestimées de par leur position près des berges. Les cinétiques des réactions intervenant dans les équations du modèle biogéochimique et les conditions limites de chaque variable sont issues pour la plupart des mesures expérimentales et des données *in-situ* réalisées sur l'estuaire la Gironde et dans le réseau urbain de l'agglomération bordelaise. Sans aucune calibration de ces paramètres biogéochimiques, le modèle reproduit bien la dynamique saisonnière et à l'échelle vives eaux – mortes eaux de l'OD à Bordeaux. La valeur du WSS pour l'OD à Bordeaux est supérieure à 0,7, et nous pouvons donc considérer le modèle comme validé sur ce point, malgré une marge d'incertitude due à la dynamique sédimentaire dans l'estuaire amont et aux estimations moyennes des flux de matière organique dégradable arrivant par l'amont.

Chapitre III:

Impact of urban effluents on summer hypoxia in the highly turbid Gironde estuary, applying a 3D model coupling hydrodynamics, sediment transport and biogeochemical processes

Ce chapitre a été soumis dans le Journal Scientifique, *Journal of Marine System*, le 06/06/2016.

Les appels faits aux annexes dans l'article se trouvent dans la partie annexe à la fin du manuscrit.

Abstract

Estuaries are increasingly degraded due to coastal urban development, and prone to hypoxia problems. The macro-tidal Gironde estuary is characterized by the presence of a highly concentrated Turbidity Maximum Zone (TMZ). The water quality monitoring data show hypoxia occurring in the TMZ, under conditions of low river flow, increasing water temperature and during the transition from spring to the neap tide. *In-situ* data also highlights that summer hypoxic is particularly pronounced around the city of Bordeaux, located in the upper estuary. Interactions between these multiple factors limit the understanding of processes controlling the dynamics of dissolved oxygen (DO).

In this study we developed a 3D biogeochemical model coupling hydrodynamics, sediment transport and biogeochemical processes, to assess the contribution of the TMZ and the impact of urban effluents through wastewater treatment plant (WWTP) and sewage overflow (SO) on the hypoxia. Our model describes the transport of solutes and suspended material, the major biogeochemical mechanisms impacting oxygen: primary production, degradation of natural and anthropogenic organic matter, nitrification, and surface exchange. The composition and the degradation rates of each variable have been characterized by *in-situ* measurements and from experimental data performed in the study area. The DO model was calibrated and validated against observations, and simulate DO dynamics at two times scales (seasonal and neap-spring time scale) in Bordeaux city.

The simulated time series of DO concentrations shows a good agreement with field observations and reproduces satisfactorily the seasonal and neap-spring time scale variations around the city of Bordeaux. Simulations show a strong spatial and temporal correlation between the formation of summer hypoxia and the location of the TMZ, with minimum DO centered in the vicinity of Bordeaux. To understand the contribution of anthropogenic forcing, we compare different simulations with the presence or absence of urban effluents. Our results show that a reduction of POC loads by eliminating SO would increase DO concentration minimum in the vicinity of Bordeaux by 3 % of saturation in summer; omitting both SO and WWTP discharge would improve DO concentrations in summer by 10 % of saturation and mitigate hypoxic events.

1. Introduction

Hypoxic areas are increasing globally and becoming a major environmental problem in shallow water estuaries (Diaz et Rosenberg, 2008; Diaz, 2001). Hypoxic waters are defined as areas where the concentration of dissolved oxygen (DO) is less than 2 mg L^{-1} (~20-30% of air saturation or $62.5 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$, e.g., Rabalais et al., 2010). DO is an indicator of water quality in estuaries as it is essential for the health of aquatic ecosystems. Indeed, hypoxic zones cause ecosystem problems for benthic and pelagic fauna (Diaz, 2001; Gray et al., 2002).

Hypoxia is a consequence of an increase in eutrophic areas induced by high concentrations of nutrients and organic substances delivered by rivers and human activities (Rabalais et al., 2010; Verity et al., 2006). This supply of material perturbs the biogeochemical cycle in aquatic systems. When oxygen consumption by community respiration is greater than the replenishment of DO by the atmosphere, vertical mixing or photosynthesis, DO depletion occurs (Conley et al., 2009). In temperate eutrophic estuaries, the input of nutrients and organic material intensifies primary production in spring and summer, producing organic matter in surface waters. Moreover, anthropogenic nutrient and organic matter enrichment intensifies hypoxic events by the rapid decay of labile organic matter during warmer months. Depending on the physical structure of estuarine waters, contrasting mechanisms drive the occurrence of hypoxia. In stratified estuaries, the settling of particulate organic matter and associated heterotrophic processes cause summertime DO depletion in bottom waters, as in Chesapeake Bay (Hagy et al., 2004) and the plume of the Yangtze River (Li et al., 2002). In contrast, in well-mixed estuaries, hypoxia is less likely to occur due to wind and tide mixing driving DO replenishment from the atmosphere. In turbid estuaries, photosynthesis is low and DO depletion can be caused by the degradation of organic matter, which is associated with the suspended sediment (Lanoux et al., 2013; Talke et al., 2009; Thouvenin et al., 1994).

Hypoxia events occur in the well-mixed and macro-tidal Gironde Estuary, characterized by the presence of a turbidity maximum zone (TMZ) resulting from the asymmetry of the tidal wave in the upper estuary coupled to the density residual circulation (Allen et al., 1980; Brenon and Le Hir, 1999). The Gironde Estuary is a heterotroph ecosystem (Abril et al., 2002, 1999; Etcheber et al., 2007; Irigoien and Castel, 1997) with oxygen concentrations relatively close to saturation in the river water and at the mouth of the estuary and between 20 and 70% saturation in the TMZ (Abril et al., 1999). Phytoplankton grows mainly in the river

and at the mouth of the estuary, and the heterotrophic bacterial population grows preferentially in the TMZ (Goosen et al., 1999). The turbidity limits primary production due to light attenuation in the water column and favors DO consumption by heterotrophic processes (Goosen et al., 1999). In addition, turbidity limits gas exchange in the TMZ (Abril et al., 2009). DO depletion occurs in the water column of the TMZs of many European macro-tidal estuaries (Amann et al., 2012; Garnier et al., 2001; Lanoux et al., 2013; Soetaert et al., 2006; Talke et al., 2009; Thouvenin et al., 1994; Tinsley, 1998; Villate et al., 2013). These high turbidity zones play a key role in the sedimentation and biogeochemical processes that control the environmental water quality (Abril et al., 2000, 1999).

The analysis of 7 years of DO data from the water quality monitoring of the Gironde Estuary (Etcheber et al., 2011) showed that summer hypoxia events occur in the TMZ coincident with lower river discharge and higher water temperature. Moreover, DO minima occur a few days after the spring tide (ST) peak, with lower concentrations near the city of Bordeaux in the upper estuary (Lanoux et al., 2013). Various factors explain the hypoxia events in the Gironde Estuary, including temperature, river flow, turbidity and urban effluents, but we do not know the relative contribution of each factor. Increasing turbidity, water temperature and urban discharge, together with decreased flushing due to low river flow, could lead to severe summer hypoxia in the coming years. Therefore, it is essential to find solutions to mitigate these hypoxia events, for example, by reducing organic matter and nutrient inputs or improving wastewater management (Kemp et al., 2009). In the Thames and Scheldt Estuaries, the installation of wastewater treatment plants (WWTPs) notably increased oxygen concentrations and eliminated hypoxic zones (Amann et al., 2012; Soetaert et al., 2006; Tinsley, 1998).

The aims of this paper are to assess the impact of TMZs on the size and position of the hypoxic area and to assess the respective contribution of organic matter from the river watershed (WS) and that of organic matter and ammonia from the local urban watershed (WWTP and sewage overflow (SO)) to estuarine hypoxia. Biogeochemical models are essential tools for understanding ecosystem function. They enable the identification of diverse factors that control the dynamics of hypoxia (Lopes and Silva, 2006; Scully, 2013; Talke et al., 2009). Moreover, biogeochemical models can be used as a tool for effective estuarine management by providing guidelines for setting goals to improve water quality (Cox et al., 2009; Justić et al., 2007; Skerratt et al., 2013; Vanderborght et al., 2007; Wild-Allen et al., 2009). We implemented a 3D biogeochemical model coupled with a

hydrodynamics and sediment transport model to reproduce the DO cycle in the Gironde Estuary. Previous works have demonstrated that the TMZ in the Gironde Estuary is characterized by strong vertical sediment concentration gradients, which are maintained by salt-induced density stratification (Sottolichio et al., 2000). As these gradients cannot be reproduced using a depth-averaged model, it is necessary to couple the DO model with a three-dimensional sediment transport model.

2. Materials and Methods

2.1. Study area

The Gironde Estuary is located in Southwest France on the Atlantic Coast, near the city of Bordeaux. It is formed by the confluence of the Garonne River (65% of the freshwater input) and the Dordogne River (35% of the freshwater input) and drains a watershed of 81 000 km² (Figure III.1). It is the largest European estuary, with a surface area of 635 km². The Gironde Estuary is shallow, with a depth range from 5 to 8 m in the upper estuary (upstream of PK25) and a depth of up to 20 m in the lower estuary (downstream of PK25) and near the mouth (Sottolichio and Castaing, 1999). The annual mean river flow is 680 m³ s⁻¹ (sum of Garonne and Dordogne Rivers calculated over the last 10 years (2005-2014); Jalón-Rojas et al., 2015). According to Allen (1972), the Gironde is a partially mixed to well-mixed macro-tidal estuary. The tidal amplitude at the mouth varies from 2.5 m at neap tides (NT) to 5 m at spring tides (Allen et al., 1980). The tidal wave propagates up to 180 km from the estuary mouth to La Réole on the Garonne River (PK-70, 95 km from the river confluence) and to Pessac-sur-Dordogne on the Dordogne River (90 km from the river confluence). The residence time of water in the estuary ranges from 20 to 86 days, depending on the fluvial regime (Jouanneau and Latouche, 1981).

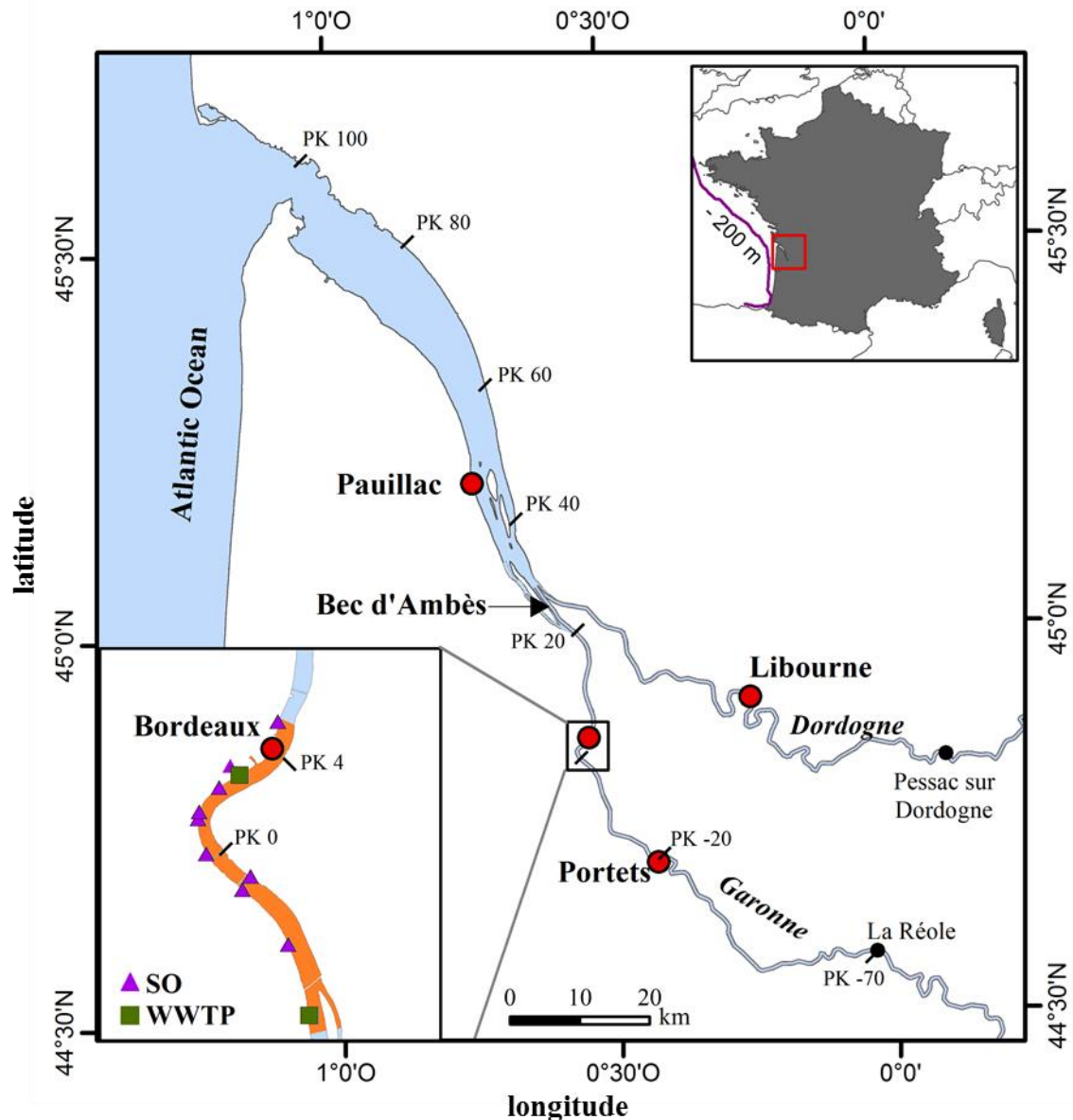


Figure III.1: The Gironde Estuary in Southwest of France. The distance is noted by kilometeric points (PK), with PK100 the mouth and PK-70 the upstream limit. Red points represents water quality monitoring station, with PK4 the location of Bordeaux station. The area in orange represents the area of Bordeaux where the biogeochemical fluxes are calculated. The purple line represents the 200 m isobath.

In the TMZ, the suspended sediment concentration (SSC) in the surface waters varies between 0.1 and 10 g L⁻¹. The particle residence time is estimated to be between 12 and 24 months (Saari et al., 2010). The TMZ migrates longitudinally throughout the semi-diurnal tidal cycle with the ebb and flood currents and throughout the year with river flow variation and a shift in salinity intrusion. In winter, under high river flow, the TMZ is located downstream at Pauillac City, approximately 45 km from the mouth (Doxaran et al., 2009). When the river flow decreases, the TMZ moves upstream, oscillating from the junction of the

two rivers (Bec d'Ambes) to Portets on the Garonne River and to Libourne on the Dordogne River, i.e., 100 km from the mouth (Castaing and Allen, 1981) (Figure III.1). The vertical distribution of the SSC is controlled by the tide. At slack water, mainly at neap tides, suspended matter settling occurs and an anoxic fluid mud appears at the bottom, forming elongated patches with concentrations greater than 100 g L^{-1} (Abril et al., 1999). The particulate organic carbon (POC) content in the TMZ is relatively constant at 1.5%, with the major constituent being refractory soil material (90%) with smaller contributions of biodegradable litter and autochthonous phytoplanktonic material (Etcheber et al., 2007).

The sewage system of Bordeaux City, located on the Garonne River (Figure III.1), drains an urban area of 578 km^2 and services an estimated population of 749,595 in 2015. There are two large wastewater treatment plants that discharge treated water comprised mainly of ammonia, and 9 sewage overflows that discharge untreated water mainly consisting of POC (Figure III.1) (Lanoux, 2013).

To understand the dynamics of the TMZ and the variation in DO, continuous water quality monitoring systems were installed at Pauillac, Portets and Libourne in 2004 and at Bordeaux in 2005 (Figure III.1). These stations contain real-time systems (updated every 10 minutes) that measure 4 parameters: temperature, salinity, turbidity and DO, and continue to collect data to the present time (Etcheber et al., 2011). The values recorded between January 2005 and October 2006 (<http://www.magest.u-bordeaux1.fr>) were used in the current study to validate the numerical model, which will be explained in more detail in section III.2.5.

2.2. Hydro-sediment model

The SiAM-3D (Simulation for Multivariable Advection) model was initially developed to simulate the dynamics of estuarine suspended sediment and associated biogeochemical variables. A detailed description of the sediment transport model and its first application can be found in Brenon and Le Hir (1999) for the Seine Estuary and in Cugier and Le Hir (2002) for the Bay of Seine. The hydrodynamics model solves the Navier-Stokes set of equations (momentum, continuity and state equations) under the Boussinesq approximation and the hydrostatic assumption in the vertical direction.

External and internal modes are separated to solve the set of equations. The external mode determines the free surface elevation and depth-integrated velocity (U and V) from the 2D St-

Venant equation. Then, the free surface elevation is introduced into the internal modes to determine the three velocity components (u, v, w). The turbulent model uses the eddy viscosity concept based on mixing length theory. The damping of turbulence by density stratification is taken into account by empirical functions using a Richardson number.

The transport mode solves the advection/dispersion equations for the dissolved and particulate variables, i.e., salinity, suspended sediment and biogeochemical variables. The equation for suspended sediment accounts for the main cohesive sediment processes: erosion, deposition, flocculation, consolidation and hindered settling (Appendix Table A1, Van Maanen and Sottolichio, 2013). The deposition flux is calculated using the Krone (1962) formulation, and the erosion flux, by the Partheniades (1965) formulation (Appendix Table A1).

2.3. Biogeochemical model

The biogeochemical model is based on the model previously developed by Thouvenin et al. (1994) for the Loire Estuary. The biogeochemical model is fully coupled to the SiAM-3D hydrodynamic and sediment transport model and simulates biogeochemical processes that produce or consume oxygen in the water column. These biogeochemical processes include the degradation of organic carbon (POC and DOC), nitrification, photosynthesis, respiration and mortality of phytoplankton, and DO gas exchange with the atmosphere (Figure III.2). For each layer and grid cell, the time evolution of each model variable (\mathbf{C}) is the sum of conservative advection, diffusion and sinking processes ($\varphi\mathbf{C}$) and biogeochemical rate processes ($\beta_{\mathbf{C}}$, Appendix Table A2):

$$\frac{\partial \mathbf{C}}{\partial t} = -\varphi\mathbf{C} + \beta_{\mathbf{C}} + S_{\mathbf{C}}$$

with

$$\varphi\mathbf{C} = \frac{\partial(u_i\mathbf{C})}{\partial x_i} - \frac{\partial\left(K_i\frac{\partial\mathbf{C}}{\partial x_i}\right)}{\partial x_i}$$

where \mathbf{C} is the variable concentration, $S_{\mathbf{C}}$ the external input, K_i is the turbulent diffusivity coefficient, and u_i is the current in the x_i direction with $i = x, y$ or z .

The dissolved variables are advected and diffused similarly to salinity. The particles settle and can be re-suspended similarly to suspended sediment. The model includes 11 state variables (Figure III.2): dissolved oxygen (DO), ammonia (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) and particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC) from the watershed and wastewater. For the watershed sources, the model includes the POC from litter ($\text{POC}_{\text{litter}}$), which is the biodegradable fraction of terrestrial POC eroded from the Garonne and Dordogne watersheds (Etcheber et al., 2007; Veyssy, 1998), and the DOC from rivers ($\text{DOC}_{\text{fluvial}}$) (Veyssy, 1998). For wastewater, the model includes the POC and DOC from wastewater treatment plants (POC_{WWTP} and DOC_{WWTP}) and from sewage overflows (POC_{SO} and DOC_{SO}) (Lanoux, 2013). The model also considers POC from phytoplankton ($\text{POC}_{\text{phytoplankton}}$) and detritus ($\text{POC}_{\text{detritus}}$) (Etcheber et al., 2007; Lemaire, 2002; Lemaire et al., 2002).

Modifications from the previous version of the biogeochemical model were introduced to include photosynthesis and nitrification processes and to differentiate the degradation rates of organic matter from rivers and urban watersheds. The organic carbon mineralization rates are derived from experimental data obtained using material from the Garonne watershed (litter, k_P^{litter} ; fluvial, k_D^{fluvial}), phytoplankton (k_R and k_P^{detritus}) (Etcheber et al., 2007; Lemaire, 2002) and the Bordeaux sewage network for WWTP (k_P^{WWTP} and k_D^{WWTP}) and SO (k_P^{SO} and k_D^{SO}) (Lanoux, 2013). These organic carbon mineralization rates account for the high lability of material from urban effluent and for the more refractory character of organic carbon from the watershed (Lanoux, 2013; Lemaire et al., 2002; Appendix Table A4). In addition, the boundary conditions of each biogeochemical variable are derived from in situ data obtained (in the previous years) from the Garonne and Dordogne Rivers, the Gironde Estuary, and the sewage network of the city of Bordeaux (Table III.1). Phytoplankton primary production is limited by nutrient availability ($f(N)$) and light attenuation ($f(I)$) in the water column due to turbidity (Irigoien and Castel, 1997), and we account for preferential uptake of ammonia vs nitrate (α_N) (Appendix Table A3). The molar C/N (Appendix Table A4) ratio of organic matter, which controls the relative rates of organic carbon mineralization and ammonification, is set to 10 for litter and wastewater (Middelburg and Herman, 2007) and to the Redfield value of 6 for phytoplankton. The nitrification of NH_4^+ consumes 2 moles of DO, giving 1 mole of NO_3^- . (Appendix Table A4). The formulation of the gas exchange rate (k_{aera} , Appendix Table A3) is derived from floating chamber measurement of the CO_2 flux

in the Gironde Estuary (Abril et al., 2009) and takes into account the magnitude of the current velocity, wind, the surface area of the estuary (fetch effect) and SSC (turbulence attenuation).

Consistent with previous field and experimental research (Abril et al., 2010, 2000, 1999) highlighting slow anaerobic carbon remineralization rates in the fluid mud, seabed oxygen consumption is simulated using a simple constant benthic oxygen demand. Denitrification and Mn reduction are the major respiratory pathways in the fluid mud, forming NH_4^+ and Mn(II) in low concentrations. Owing to the modest volume of the estuary occupied by the fluid mud pools (maximum of 10% of the water column in the TMZ at neap tides), the oxidation of inorganic reduced species during resuspension events has a negligible effect on water column oxygenation, even at spring tide (Abril et al. 1999). Thus, we simplify the fluid mud biogeochemistry and apply a POC degradation rate 10 times slower than in the water column. However, the supply of particulate organic matter by fluid mud resuspension has a major effect on the water column oxygenation in the model by increasing the SSC by a factor 5 to 10 at spring tides compared to neap tides. Finally, we do not implement the denitrification process in the biogeochemical model because denitrification does not interact directly with the dissolved oxygen balance. The previous fieldwork studies (Abril et al., 2000) shows too, that even if denitrification occurs in the fluid mud, it likely has a modest impact at the estuarine scale, as nitrate concentration is first increased by nitrification in the low salinity region of the TMZ and then behaves relatively conservatively along the Gironde Estuary salinity gradient.

A summary of the biogeochemical equations and parameters values is included in Appendix table A2, A3 and A4.

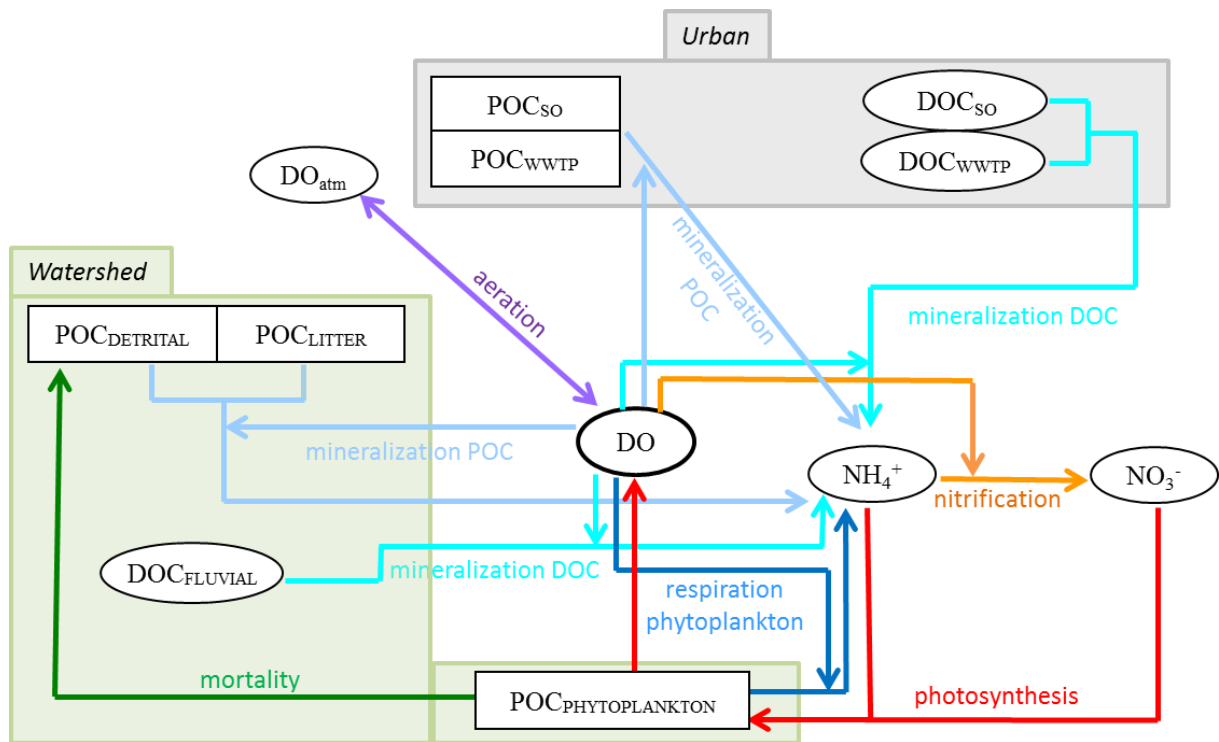


Figure III.2: Schematic of biogeochemical model developed for the Gironde Estuary.

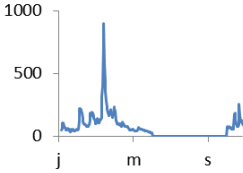
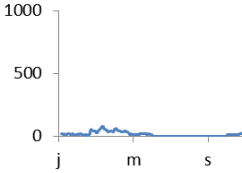
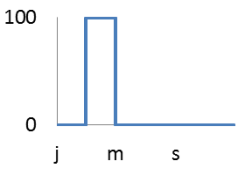
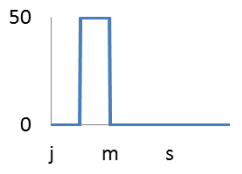
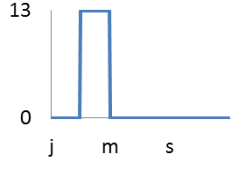
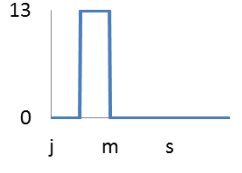
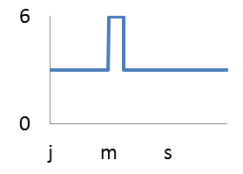
2.4. Model implementation

The computational domain, defined in (Sottolichio et al., 2000) extends from the 200 m isobath on the continental shelf to the upstream limits of the tidal propagation on both rivers (Figure III.1). The model is implemented for the Gironde Estuary on an irregular rectilinear grid (2421 wet cells in the horizontal), with finer resolution in the estuary (200 m x 1 km) and coarser resolution on the shelf. The vertical grid uses real depth coordinates. The vertical axis is split into 12 layers bounded by fixed horizontal levels, with progressively finer resolution from the bottom to the free surface. In the area of interest in the Garonne tidal river around Bordeaux, the water column is described 2 m thick layers, which is satisfactory for estuarine sections (see Cugier and Le Hir, 2002 for more detail). The tidal rivers are represented by one cell in width but are discretized vertically and longitudinally. The spatial resolution in the longitudinal direction is 1 km on the Garonne River and between 1 and 4 km on the Dordogne River, with finer resolution in the upper reaches. The model uses a finite difference numerical scheme, with a transport time step of 35 s and simulations run with a run-time to real-time ratio of ~184:1. The model is forced with tidal elevation at the shelf, which is provided by a harmonic composition. At the upstream limit of the Garonne and Dordogne Rivers, a daily river flow is imposed (data available from HydroBank,

www.hydro.eaufrance.fr). It is initialized using a total fine sediment budget of 3.84 million tons and a horizontal salinity gradient (Van Maanen and Sottolichio, 2013). The hydro-sedimentary model was previously validated in the lower estuary and was found to perform well against observations of tide, currents, salinity and SSC (Benaouda, 2008; Sottolichio and Castaing, 1999; Van Maanen and Sottolichio, 2013). Forcing of the seasonal water temperature (water quality monitoring, <http://www.magest.u-bordeaux1.fr>), wind and light intensity variation (Météo France) is included for accurate simulation of the DO dynamics.

For the biogeochemical model, the nutrient, organic carbon and phytoplankton concentrations at the boundaries are derived from Veyssy (1998) and Abril (unpublished data), and the oxygen concentrations at the boundaries are set to 90 %sat in the Garonne and Dordogne Rivers and at 100 %sat in the sea water (Abril et al., 1999) (Table III.1). Urban wastewater discharge points are included in the model: 9 SOs and 2 WWTPs (Figure III.1). The concentrations of POC, DOC and ammonia from the urban effluents are from Lanoux (2013) (Table III.1), and the discharge volume is from the wastewater management company SUEZ, which operates the wastewater network by delegation from the Bordeaux metropolis.

Table III.1: Boundary conditions and point sources of variables in $\mu\text{mol.L}^{-1}$

Variable	WWTP 1 Louis Frague	WWTP 2 Clos de Hilde	SO	Garonne River	Dordogne River	Sea	Initial
$\text{POC}_{\text{litter}}^*$	0	0	0			0	0
$\text{POC}_{\text{phyto}}^*$	0	0	0			0	0
$\text{POC}_{\text{detritus}}^*$	0	0	0			0	0
$\text{DOC}_{\text{fluvial}}^*$	0	0	0	200	200	0	0
$\text{POC}_{\text{WWTP}}^{**}$	1717	584	0	0	0	0	0
$\text{DOC}_{\text{WWTP}}^{**}$	1207	734	0	0	0	0	0
$\text{POC}_{\text{SO}}^{**}$	0	0	6333	0	0	0	0
$\text{DOC}_{\text{SO}}^{**}$	0	0	1250	0	0	0	0
$\text{NH}_4^+^*$	1875	1512	214		3	2	0
$\text{NO}_3^-^*$	0	0	0	120	100	15	0
DO^{***}	0	0	0	90% sat	90% sat	100% sat	100% sat

* data Veyssy (1998).

** data from Lanoux (2013)

*** data from MAGEST

2.5. Model validation

The model is used to understand the DO dynamics, with a focus on the Garonne River at Bordeaux, particularly during summer conditions, to support management decisions. Following the recommendations of Rykiel (1996), to validate the performance of a sufficient DO model for our scientific purposes, three criteria are selected:

1. The model reproduces the timing of the observed DO fluctuations at two time scales: seasonal and neap-spring time scales, in the vicinity of Bordeaux City.
2. The model reproduces the observed DO amplitude in the vicinity of Bordeaux City.
3. The model vs observed Willmott Skill Score (WSS) is greater than 0.7 in the vicinity of Bordeaux City.

For the statistical validation, we calculate the bias and WSS (Willmott, 1982) for the water level, salinity, and SSC at the two water quality monitoring network stations located on the Garonne River that were mentioned in section III.2.1 for the years 2005 and 2006 (Figure III.3 and Table III.2). We compare the results of model simulations from the 1st of January to the 30th of October 2006 with observational data from the continuous MAGEST network in Figures III.3, III.4 and III.5. This period is used because 2006 was a dry year and a significant hypoxic event occurred in summer. In addition, continuous monitoring data were of high quality for this year with few gaps.

Table III.2: Statistical validation table for 2005-2006, N = number of measure, WSS = Wilmott Skill Score. Units of bias are in the units of the parameters: water level in m, SSC in $g.L^{-1}$ and DO in %sat.

		Water level	Salinity	SSC	DO
	N	394733	62230	62294	62220
Bordeaux	Bias	0.07	-0.68	-0.76	10.26
	WSS	0.93	0.78	0.53	0.77
	N	/	57726	60869	45811
Portets	Bias	/	-0.12	-0.44	-4.27
	WSS	/	0.38	0.33	0.39

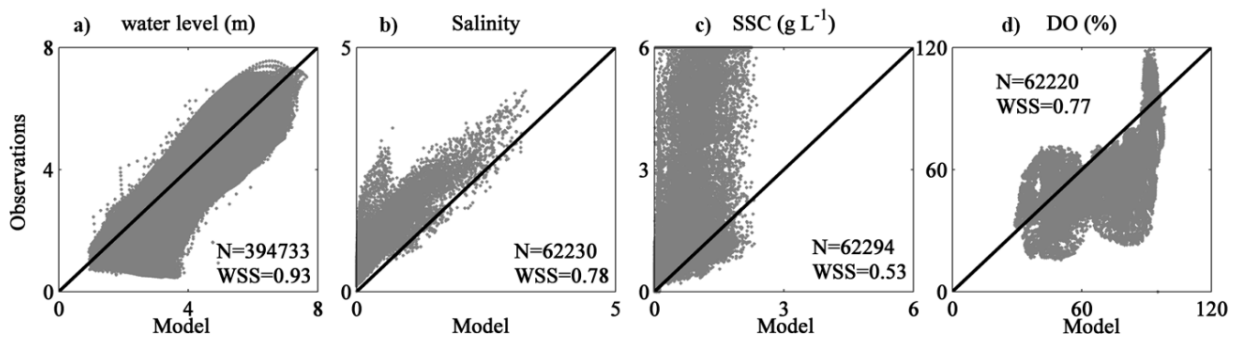


Figure III.3: Observed versus simulated variables in Bordeaux for years 2005 and 2006: (a) water level in m, (b) salinity, (c) SSC in $g.L^{-1}$ and (d) DO in %sat.

As stated in section III.2.2, the sediment transport model was previously validated in the lower estuary only, i.e., downstream of the confluence of the Garonne and Dordogne Rivers. The fluvial portion of the estuary (Garonne tidal river) is addressed here for the first time. Therefore, validation of the simulated tide and SSC is performed simultaneously with the validation of the biogeochemical model. The previous hydrodynamic calibration (based on the adjustment of bottom friction) is maintained to simulate the tides and currents, but a new parameterization is applied for suspended sediments. In particular, we include a dependence of settling velocity w_s on salinity to account for deflocculation processes in brackish and freshwater (Appendix, Table A1). Salt effects are negligible in the salty lower estuary but are expected to become significant in the tidal river. Thus, w_s varies between 0.1 and 2 $mm s^{-1}$ in

the lower estuary and can decrease to 0.02 mm s^{-1} in the area of salinity < 5 psu. These lower values are optimized to ensure relatively high SSC by reducing deposition fluxes and to maintain the TMZ within the river by limiting seaward SSC dispersion (Van Maanen and Sottolichio, 2013).

We can validate the transport based on available measurements data, which records turbidity below the surface, at a station near the bank. As the model calculates the width-averaged SSC, some discrepancies between the model and measurements are anticipated. Figure III.4b shows the evolution of the simulated and measured SSC in Bordeaux. At the start of the reference simulation in winter conditions, the river flow is high (Figure III.4a) and the TMZ is located in the lower estuary (Figure III.6a), so surface SSC is minimal in Bordeaux (Figure III.4c). After flood peaks in February, March and April, the river flow progressively decreases, reaching the minimum value at the end of August (Figure III.4a). The SSC at Bordeaux starts to increase between May and June and reaches its maximum values between July and September, when TMZ is shifted in the upper estuary (Figure III.6b). In summer, the simulated SSC is low compared with the observations, even when using the optimized settling velocity. As already mentioned, the measurement is performed in a shallow area of the shore, near a tidal flat, which tends to increase SSC; by contrast, in the model, the volume of the grid cell integrates the channel, where SSC can be 2-3 times lower. In addition, turbidity is measured in NTU and is converted to g L^{-1} using an empirical calibration. A simple conversion is used ($10000 \text{ NTU} = 6 \text{ g L}^{-1}$) based on the laboratory calibration reported by Jalón-Rojas et al. (2015), for which overestimations are possible due to the high uncertainties of suspended properties and sampling. Despite these discrepancies, the dynamics and relative variability of SSC are accurately reproduced by the model at the seasonal scale (Figure III.4c) and at the fortnightly tidal scale (Figure III.5c), with an increase in SSC during the spring tide.

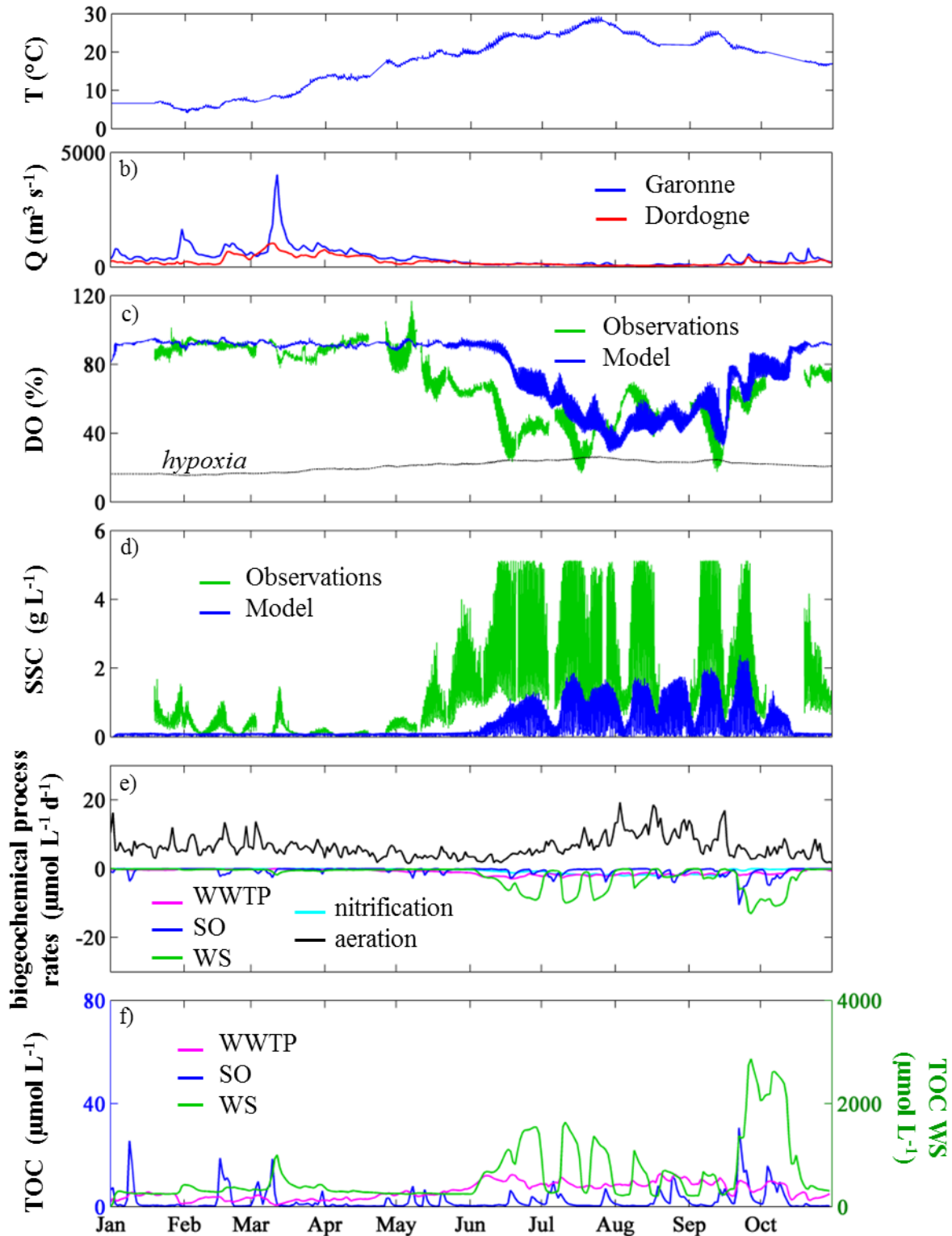


Figure III.4: Temporal evolution between the 1st of January and 31st of October 2006 at Bordeaux of: temperature (a), river flow in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (b), simulated (blue) and observed (green) DO concentration in %sat (c), simulated (blue) and observed (green) SSC in g L^{-1} (d). In the vicinity of Bordeaux, the daily average biogeochemical process rates affecting DO in $\mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$, mineralization of TOC (POC+DOC) from WS (green), SO (blue), WWTP (magenta), nitrification (cyan) and aeration (black) (e); and the TOC concentration from WS (green), SO (blue) and WWTP (magenta) (f). Please note that SSC reaches a maximum value of 5.7 g.L^{-1} , because the turbidity sensors were saturated at the constant value of 9999 NTU in summer.

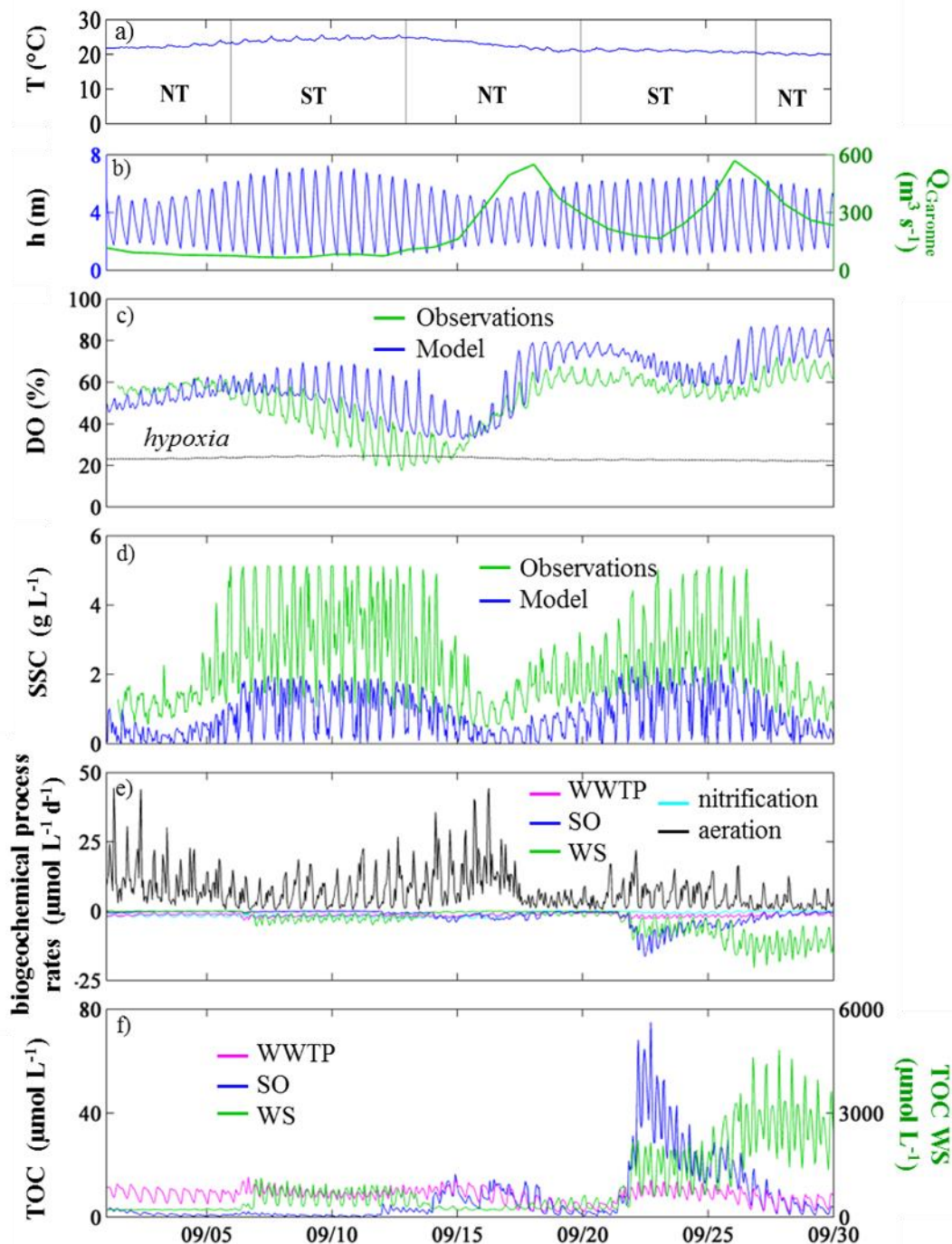


Figure III.5: Temporal evolution during September 2006 at Bordeaux of: temperature (a), water level in m (blue) and river flow in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (green) (b), simulated (blue) and observed (green) DO concentrations in %sat (c), and SSC in g L^{-1} (d). In the vicinity of Bordeaux, the daily average of the biogeochemical process rates affecting DO in $\mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$, mineralization of TOC (POC+DOC) from WS (green), SO (blue), WWTP (magenta), nitrification (cyan) and aeration (black) (e); and the TOC concentration from WS (green), SO (blue) and WWTP (magenta) (f). Please note that SSC reaches a maximum value of 5.7 g.L^{-1} , because the turbidity sensors were saturated at the constant value of 9999 NTU in summer.

In Bordeaux City, the hydrodynamics are well simulated; the model skill for the water level and salinity is greater than 0.7 (Table III.2). For SSC, the model skill is lower (0.53) for the reasons explained above. Tidal records are not available further upstream. At Portets, the evaluation of the model skill is limited to salinity and SSC; the skill is less than 0.5, which is partly due to low variability in salinity in the upper estuary (salinity < 1). Moreover, the simulated late arrival of the TMZ in the upper Garonne River limits further upstream propagation and associated impact on DO dynamics to Portets.

For the biogeochemical model, the main parameters used in the reaction equations are taken from the available experimental data (see Table A3); there is no specific adjustment or correction of these parameters in the model, and no calibration simulations are run. Taking account of these factors, the observed and simulated seasonal and neap-spring time scale DO dynamics are satisfactorily simulated near Bordeaux City (Figures III.4b and III.5b). The model skill at this station has a satisfactory value of 0.77 (Figure III.3 and Table III.2). At the seasonal scale, the model reproduces the progressive DO reduction in summer, which is triggered by the increase in temperature (not shown) and SSC at the end of May (Figure III.4b). The model also accurately reproduces the DO amplitude, with model variation between 30 %sat and 100 %sat, compared with variation between 20 %sat and 120 %sat for the observations. The observed DO maximum at 120 %sat in May was due to a spring bloom of phytoplankton that was not simulated by the model. In general, simulated DO depletion occurs a few days later than observations, which can be explained by the movement of the TMZ upstream to Bordeaux ~20 days later than observed (Figure III.4c). Nevertheless, starting in July, there is good agreement between the model and the in situ data, with a DO bias of 10 %sat. Figure III.5 shows a simulation during the month of September 2006 with more detailed patterns at tidal frequencies. DO is modulated by the semi-diurnal tide (Figure III.5b). As described by Lanoux et al. (2013), during the spring-to-neap tide transition (from 09/10 to 09/15), when the turbidity is high, a decrease in DO occurs. Later, an increase in DO is recorded between 09/15 and 09/20, corresponding to a peak in the river flow. The model accurately reproduces the observation variability at all significant time scales, with no further calibration of biogeochemical parameters. The mechanisms involved in these dynamics will be explored in greater detail in section III.3.2.

In summary, the simulated hydrodynamics in the Garonne tidal river near Bordeaux are in good agreement with observations. We simulated the seasonal movement of the TMZ from the lower estuary into the Garonne River at low river flow in summer, as described in the

previous work of Jalón-Rojas et al. (2015) and Sottolichio and Castaing, (1999). The modelled DO variation is also well simulated in the vicinity of Bordeaux. Thus, the model has sufficient skill to provide robust simulation and explanation of the seasonal and tidal dynamics of oxygen in Bordeaux. However, the results in the upper reaches of the Garonne River should be considered with more caution.

2.6.Sensitivity analysis

To perform the sensitivity analysis of the coupled model, we identify the key processes affecting oxygen in the vicinity of Bordeaux and then select which parameters of these processes to perturb. The largest fluxes contributing to DO variation in the water column are in order of increasing importance: the degradation of TOC (total organic carbon POC + DOC) from watershed (POC litter and DOCfluvial), of POC from WWTP, of POC from SO, nitrification and aeration. In addition, the sensitivity of the river DO boundary is assessed.

The parameters selected to assess the sensitivity of DO variation are: (1) kinetics of degradation of POC from SO, k_p^{SO} ; (2) kinetics of degradation from WWTP, k_p^{WWTP} ; (3) kinetics of degradation from litter, k_p^{litter} ; (4) kinetics of degradation from fluvial, $k_D^{fluvial}$; (5) kinetics of nitrification, k_{nit} (6) wind velocity, U_{10} ; and (7) river DO boundary conditions.

The sensitivity of DO to each parameter (Carmichael et al., 1995) is calculated as:

$$Sensitivity = \frac{V((1 + a)p) - V((1 - a)p)}{2aV(p)}$$

where $V(p)$ is the average or minimum DO in Bordeaux in 2006, p is the parameter value and a is the perturbation. The perturbation values are given in Table III.3. If the sensitivity is close to 2, V is proportional to p^2 . A negative sensitivity value indicates a decrease in DO as the parameter increases.

According to Hadley et al. (2015), an absolute sensitivity value of 0.3 is the threshold for the model to be sensitive to the parameter. The DO mean is relatively insensitive to parameter variation for most of the selected processes ($S1 < 0.1$; Table III.3). However, the oxygen minimum is sensitive to k_p^{litter} and wind velocity ($S2 > 0.60$; Table III.3). DO in Bordeaux is also sensitive to the variation in the DO concentrations at the river boundaries ($S1$ and $S2 >$

0.6; Table III.3). For example, a reduction in the DO concentration from 90 %sat to 80 %sat in the river waters results in a reduction of 6 %sat in the Garonne River at Bordeaux. Therefore, it is important to use good quality data for the DO concentrations at the river boundaries to accurately determine the DO concentration at Bordeaux.

Table III.3: Sensitivity analysis results of parameters variations affecting DO concentration in Bordeaux.

Parameters	k_p^{SO}	k_p^{WWTP}	k_p^{litter}	$k_D^{fluvial}$	k_{nit}	U_{10}	DO rivers
Perturbation	$\pm 0.1 \text{ d}^{-1}$ or 25%	$\pm 0.07 \text{ d}^{-1}$ or 23%	$\pm 0.0005 \text{ d}^{-1}$ or 10%	$\pm 0.0005 \text{ d}^{-1}$ or 10%	$\pm 0.01 \text{ d}^{-1}$ or 10%	$\pm 10 \%$	$\pm 10 \%$ sat or $\pm 11\%$
S1: Sensitivity of DO mean	-0.002	-0.003	-0.050	-0.019	-0.011	0.069	0.646*
S2: Sensitivity of DO min	-0.038	-0.008	-0.620*	-0.134	-0.096	0.369*	1.196*

*The absolute value of 0.3 is determined as the threshold for the model to be sensitive to the parameter Hadley et al. (2015)

3. Results

3.1.DO Dynamics over seasonal time scale

As stated in the previous section, in winter, the TMZ is located in the lower estuary, downstream from Pauillac, and the Gironde Estuary waters are well oxygenated (Figure III.6a and III.6c). In February, the bottom water SSC is less than 1 g L^{-1} in the tidal rivers, as the stock of sediment is dispersed downstream of the confluence of the Garonne and Dordogne Rivers. Consequently, the DO in the surface waters is greater than 70 %sat along the whole estuary (Figure III.6c). In summer, at low river flow, the TMZ moves upstream into the rivers. In the Garonne River, the SSC in the bottom waters is higher ($> 1 \text{ g L}^{-1}$) from Bec d'Ambès up to Portets (Figure III.6b). In the same area, a drop in DO occurs in the Garonne River, with surface DO concentrations lower than 60 %sat for the month of July (Figure III.6d). The lowest DO area is located around and downstream of Bordeaux City, with concentrations less than 40 %sat (Figure III.6d).

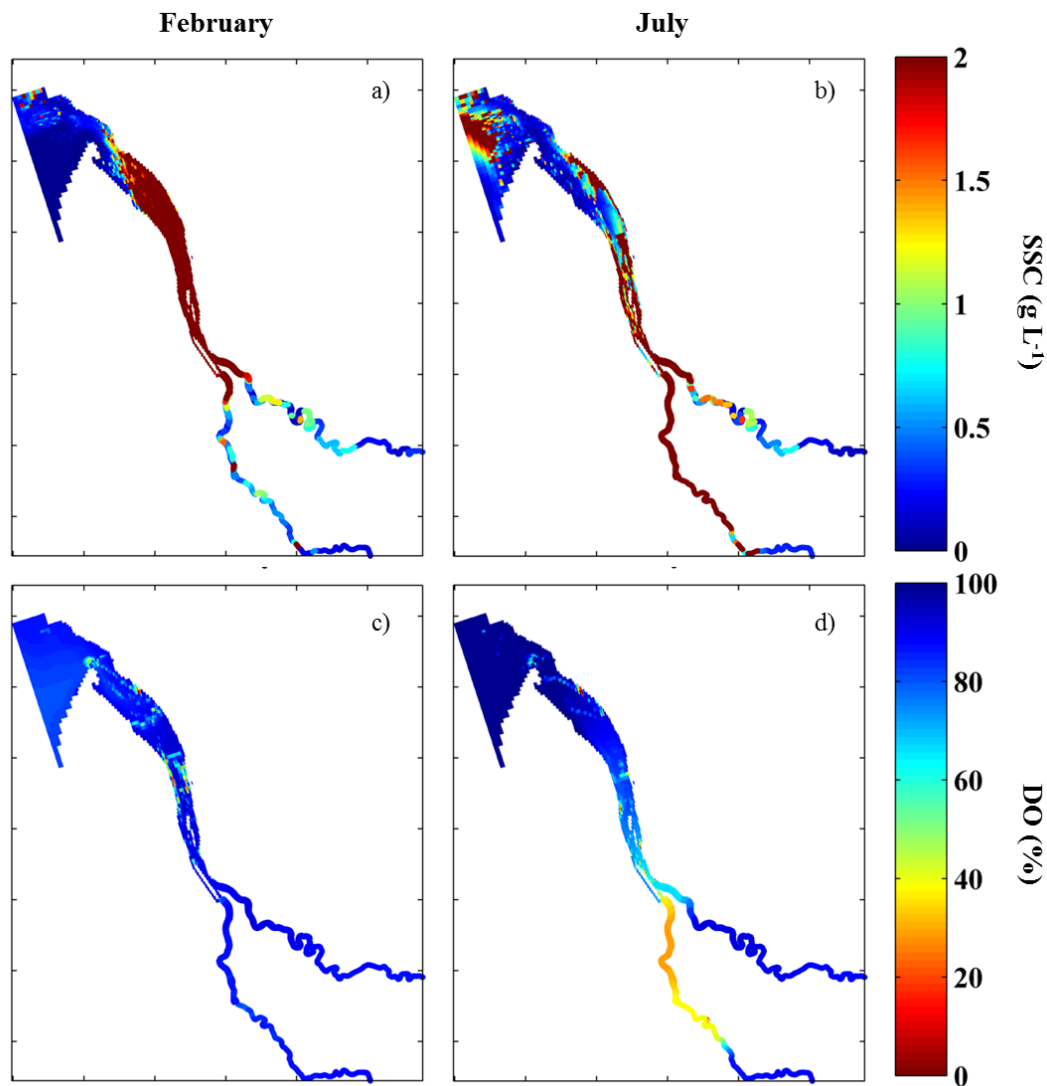


Figure III.6: Simulated distribution of maximum near-bottom SSC in $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (top), and minimum surface DO in %sat (bottom) during February 2006 (left) and July 2006 (right).

This spatial dynamics of surface SSC and DO are reflected in the temporal dynamics in the vicinity of Bordeaux (Figures III.4b and III.4c): the SSC in the surface water is approximately $0.1\text{--}0.2 \text{ g L}^{-1}$ and DO is 90 %sat in winter. At the beginning of June (summer), the river flow decreases to less than $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and reaches a minimum value of $54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ and $52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ in August for the Garonne and Dordogne Rivers, respectively (Figure III.4a). As a consequence, DO decreases concurrently with the arrival of the TMZ at Bordeaux, with a minimum of 29 %sat (or $71 \mu\text{mol L}^{-1}$) (Figures III.4b and III.4c).

Figure III.7 shows the simulated evolution of the vertical structure of DO, SSC and salinity at the Bordeaux station in 2006. The distribution of oxygen throughout the water column is virtually homogenous, suggesting intense vertical mixing in the upper Gironde Estuary

(Figure III.7b, which is confirmed by the vertically homogenous distribution of salinity – Figure III.7d). A vertical SSC gradient occurs in the presence of the TMZ (Figure III.7c), which is more noticeable under spring tides conditions, when resuspension induces maximum SSC near the bottom. The salinity (Figure III.7d) is less than 2 psu, suggesting that Bordeaux is near the upper limit of salt intrusion.

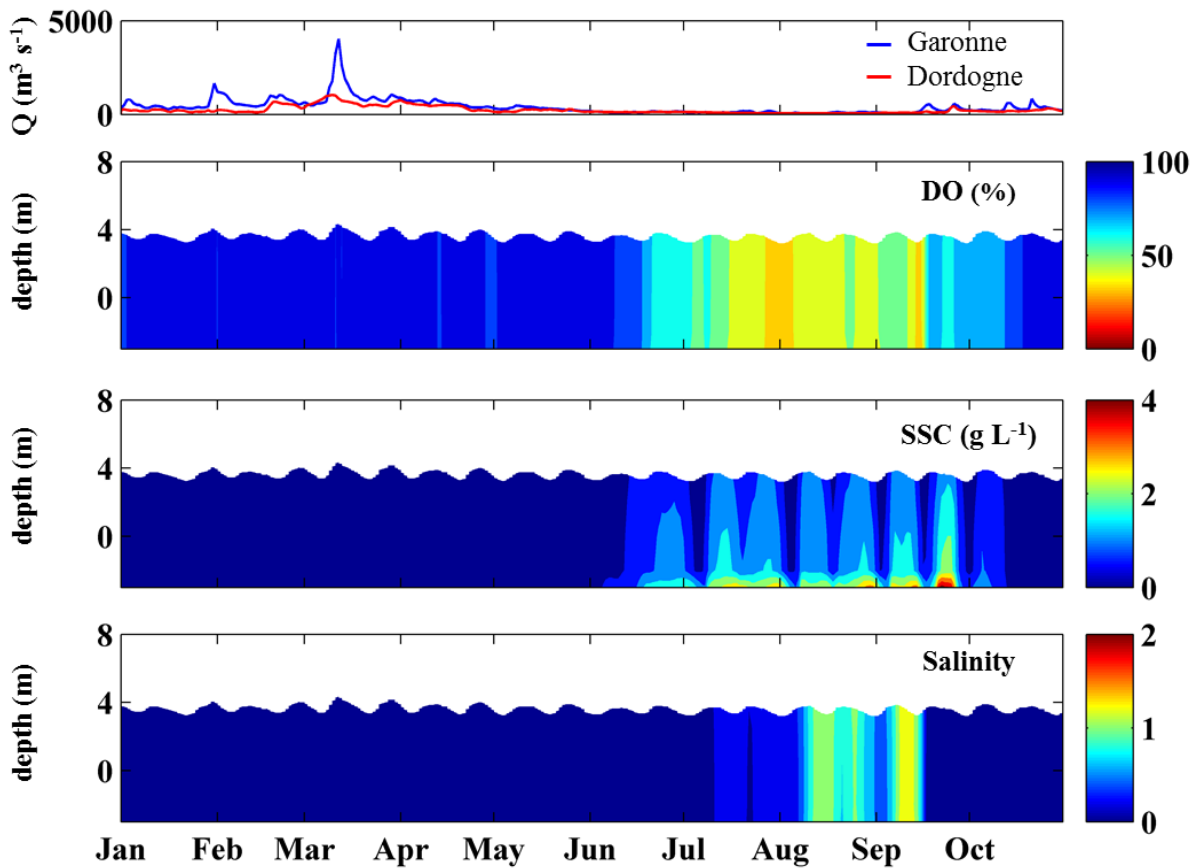


Figure III.7: Vertical profile of temporal evolution between 1st January and the 31th October 2006 at Bordeaux of: rivers discharge in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), simulated daily average DO in %sat (b), SSC in $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (c) and salinity in psu (d).

The biogeochemical fluxes are calculated over the water volume of the Garonne River, consisting of an area of 6.6 km², covering the WWTP and the SO sites of Bordeaux (Figure III.1, orange area in lower panel). The model shows that degradation of TOC from the watershed ($\text{POC}_{\text{litter}}$ and $\text{DOC}_{\text{fluvial}}$) is the main process affecting the DO concentration, with an annual average 50% oxygen consumption (Figure III.4d). Indeed, the inputs of $\text{DOC}_{\text{fluvial}}$ are continuous and contribute 14% of DO consumption. $\text{POC}_{\text{litter}}$ enters the estuary during winter and spring and rapidly reaches the lower estuary, where it joins the TMZ. During summer, the TMZ moves to the upper estuary, and the trapped $\text{POC}_{\text{litter}}$ contributes 36% of

the oxygen consumption. The inputs of $\text{POC}_{\text{phyto}}$ and $\text{POC}_{\text{detritus}}$ remain low, even during summer (6% and 2% of the total DO consumption, respectively). Gas exchange is the only process that balances oxygen, with an average input of oxygen of $5.31 \mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$. Primary production is very low (due to the high turbidity), with a mean oxygen input of $0.04 \mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$.

Figure III.4d shows that the mineralization rates increase greatly between June and September. This period corresponds to an increase in TOC in the area (Figure III.4e). There is a temporal correlation between the increase in mineralization rate and the presence of TMZ near Bordeaux (Figure III.4c). Moreover, the daily average TOC_{WS} shows an increase during the spring tide and a settling period at neap tide, corresponding to the POC dynamics (Figures III.4d and III.4e).

3.2.DO Dynamics at the Spring- Neap tidal scale

We now focus on the simulation of the period from the 1st to 30th of September 2006, typical of the low discharge season, covering two neap-spring tidal cycles and including two short river flow peaks (Figure III.5a). In the vicinity of Bordeaux, during the two transitions from spring-to-neap tides (i.e., from 09/07 to 09/15 and from 09/20 to 09/25), DO depletion is observed, with the minimum a few days after the spring tide peak (evidencing some inertia in the DO response to sediment resuspension), followed by recovery periods (Figure III.5b). Both are well reproduced by the model, as shown by the comparison with the observations. During the same spring-to-neap transitions, the increase in SSC due to resuspension by stronger tidal currents is simulated, followed by settling periods during neap tides (Figure III.5c). The integrated biogeochemical fluxes and TOC concentrations in the larger area of the Garonne River, including Bordeaux and the WWTP and the SO sites (Figure III.1, orange area in lower panel), are also calculated (Figures III.5d and III.5e). At neap tide (from 09/01 to 09/06 and from 09/14 to 09/21) the TOC_{WS} loads and the degradation flux are relatively low and aeration is much larger, which results in a slight increase of DO, while at spring tide, the opposite is observed (from 09/07 to 09/12 and from 09/20 to 09/26). After 09/14, there is a strong increase in the Garonne River flow of $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Figure III.5a), which leads to an increase in DO of $\sim 40 \text{ \%sat}$ in 3-4 days (Figure III.5b). The increase in river flow brings oxygenated water from upstream and decreases the gas exchange rate (Figure III.5d). After the river floods, a further increase in mineralization rates occurs, caused by the TOC loads

advected from upstream by the river flow and re-suspended by spring tide currents (Figures III.5d and III.5e).

A view of the along-channel distribution of simulated variables (Figure III.8) shows the spatial structure of hypoxic waters and confirms the patterns observed at Bordeaux in summer. The simulated position of hypoxia persistently occurs near the city of Bordeaux, between 5 and 20 km from Bec d'Ambès (Figures III.8a and III.8b). When the currents are intensified, during the spring tide, an upstream shift of hypoxia of less than 5 km is observed, and a second DO minimum appears around Portets near the bottom, which is correlated with strong resuspension of deposited POC fixed on SSC, coinciding with an increase in POC remineralization (Figures III.8b and III.8d). Thus, during spring tides, hypoxia extends for more than 25 km between Bordeaux and Portets.

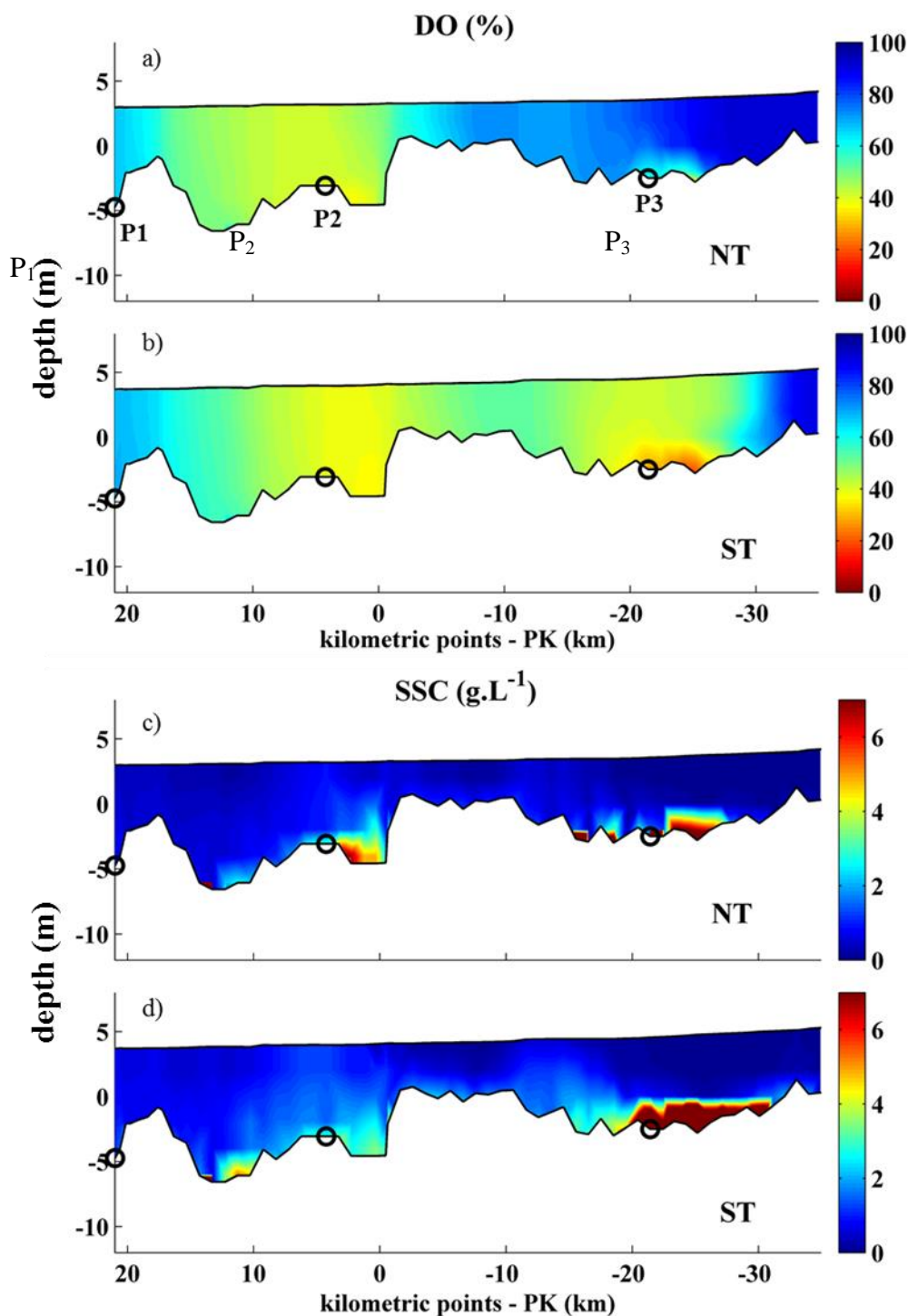


Figure III.8: Snapshot of the vertical transect of the DO concentration in %sat (top) and SSC in $g L^{-1}$ (bottom) along the Garonne tidal river during high tide at neap tide (NT) and spring tide (ST). P1, P2 and P3 indicate the locations of Bec d'Ambès, Bordeaux and Portets, respectively.

3.3. Impact of wastewater discharge

From the set of simulations run for 2006, the model shows that the mineralization of TOC from WWTP and SO consumes 19% and 12% of the DO (-1.05 and $-0.70 \mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$), respectively. In this region, the nitrification process accounts for 11% of total oxygen consumption on a yearly basis. However, during summer, nitrification accounts for 19% of the total oxygen consumption.

To assess the contribution of urban effluents on the oxygen concentration in Bordeaux, we compare the last simulation (presented previously) with a simulation over 10 months that integrates only inputs from the watershed (Figure III.9b). In 2006, the SO and WWTP discharged $8.3 \times 10^6 \text{ m}^3$ and $43.1 \times 10^6 \text{ m}^3$ of untreated stormwater and treated wastewater, respectively (16% and 84% of the total wastewater discharge), into the Garonne River. The difference in simulations with and without urban effluents (Figure III.9b) shows that in the Garonne River near Bordeaux, the DO minimum reaches 39 %sat in the absence of urban effluents and is reduced by 10 %sat by additional effluent.

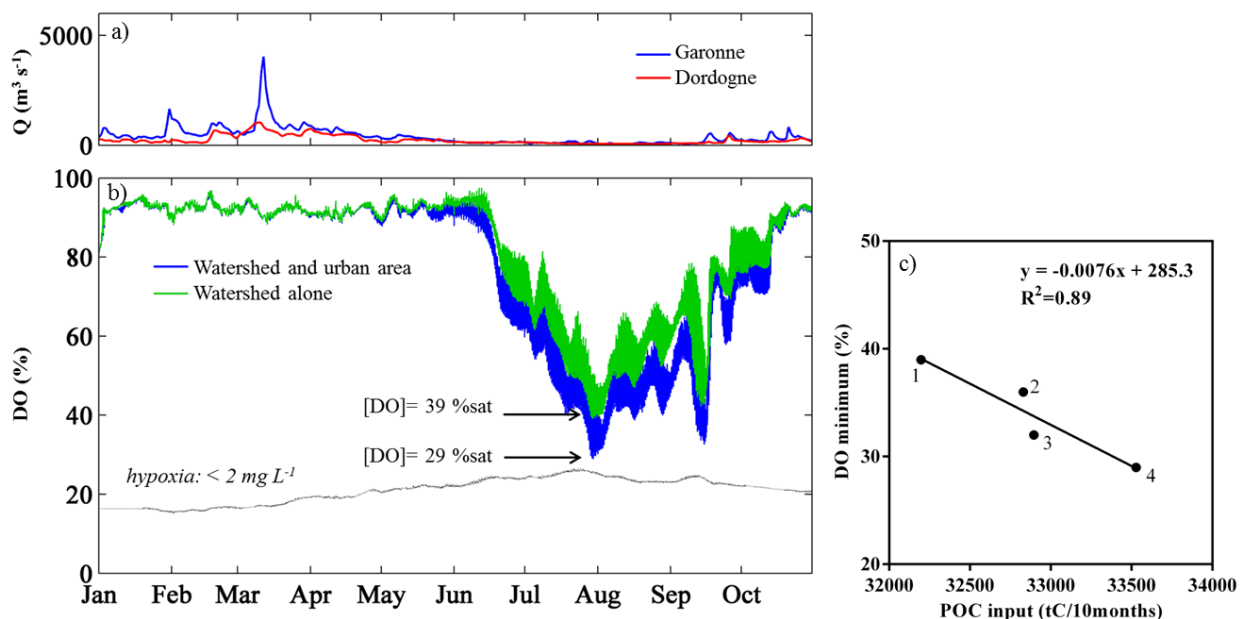


Figure III.9: (a) River flow discharge. (b) Comparison of two simulations of DO variation in %sat at Bordeaux between the 1st of January and 31st of October 2006: Inputs from WS only (green), Inputs from WS, WWTP and SO (blue). (c) DO minimum (%sat) as a function of POC input (tC/10 months): simulation 1 reference: inputs from WS, simulation 2: inputs from WS and SO, simulation 3: inputs from WS and WWTP, simulation 4: inputs from WS, WWTP and SO.

4. Discussion

The DO model implemented on the Gironde Estuary achieved the validation criteria specified in section III.2.5, including reproduction of the observed DO dynamics and amplitude near the city of Bordeaux at the seasonal and neap-spring tidal time scales. The model skill statistics validate that the model is sufficient for analysis of the DO dynamics in Bordeaux and assessment of the factors contributing to hypoxia in summer (WSS = 0.77 Table III.2, c.f. WSS = 0.75 in (Scully, 2013)).

Our biogeochemical model reproduced the observations established by Lanoux et al. (2013), where hypoxia occurs in the TMZ located in the fluvial section under low river flow, during high water temperature and a few days after the spring tide peak (Figures III.4 and III.5). Therefore, the model results confirm that a strong spatial and temporal correlation exists between the oxygen dynamics and the TMZ.

In summer, higher water temperature decreases oxygen solubility and accelerates biogeochemical reaction rates. Moreover, the TMZ favors mineralization processes that consume oxygen, and the turbidity limits the growth of phytoplankton due to elevated light attenuation in the water column (Goosen et al., 1999). As observed in macro-tidal European estuaries (Talke et al., 2009; Thouvenin et al., 1994), POC associated with suspended particles contributes to the majority of oxygen consumption, whereas gas exchange with the atmosphere is the major source of DO for the water column. However, in highly turbid estuaries, the presence of suspended sediment particles attenuates the turbulence and therefore slows gas exchange (Abril et al., 2009), accentuating the oxygen deficit in the TMZ. Figure III.4d shows that the gas exchange rate reaches lower values under higher SSC conditions. Abril et al. (2009) reported two effects of suspended sediment particles on turbulence: 1) the formation of SSC stratification near the bed and consequent turbulence damping and 2) enhanced dissipation of turbulent kinetic energy near the surface because of increasing viscosity.

The biogeochemical model allows us to locate the position of hypoxia in the Garonne River. The low DO zone is centered in front of the city of Bordeaux during the neap tide (Figure III.8). At spring tide, when the currents increase, the high flood currents move the hypoxic zone upstream from Bordeaux to Portets, and sediment resuspension favors POC degradation. The second DO minimum located around Portets in the bottom waters is probably caused by

the strong resuspension of POC trapped in the fluid mud (Abril et al., 1999) (Figure III.8). The influence of SSC on the concentration of DO in the water is also observed at the neap-spring time scale (Figure III.5). Indeed, the POC trapped in the fluid mud earlier during the neap tide is re-suspended in the water column, favoring the degradation of organic matter and decreasing the DO concentration (Abril et al., 1999; Tengberg et al., 2003).

Estuarine urban input of nutrients and labile organic matter from wastewater leads to DO depletion. Greater hypoxia near large urban areas has been reported in many macro-tidal estuaries in Europe (Amann et al., 2012; Garnier et al., 2001; Soetaert et al., 2006; Tinsley, 1998) and China (Zhang et al., 2015). In the Gironde Estuary, the same observation was reported by Etcheber et al. (2011) and Lanoux et al. (2013). Our model showed DO depletion at Portets due to SSC resuspension during spring tide. However, the quantity of SSC is lower at Bordeaux than at Portets, and DO depletion is enhanced by urban effluents that contribute to oxygen consumption. Because of the modeling approach, we could quantitatively separate the contributions of material from rivers and urban watershed to the total DO consumption.

In the area of Bordeaux, our model showed that the mineralization of TOC from the watershed and WWTP was the main oxygen-consuming process (Figure III.4d). Nitrification accounted for only 11% of the DO consumption (19% in summer), compared with 50% of consumption in the Scheldt Estuary (before WWTP improvement; Cox et al., 2009). In the Scheldt Estuary, urban wastewater treatment did not include nitrification, so the ammonium concentrations were high. However, in the Gironde Estuary, the reduced nitrogen loads from the rivers are very low. The majority of nitrification is therefore due to WWTP effluents (Lanoux, 2013). Not accounting for the production of ammonium by anaerobic remineralization in the fluid mud could reduce the modelled NH_4^+ concentrations in the water column, limiting the contribution of nitrification to the total oxygen consumption. However, our modelled NH_4^+ concentrations are consistent with or slightly higher than those measured during the field campaigns in the late 1990s (between 2 and 25 $\mu\text{mol L}^{-1}$).

In Bordeaux, we found that with urban effluent input (WWTP and SO), the DO summer mean is 52 %sat (135 $\mu\text{mol L}^{-1}$; without urban input, it is 61 %sat – 157 $\mu\text{mol L}^{-1}$) and the DO minimum is 29 %sat (71 $\mu\text{mol L}^{-1}$; without urban input, it is 39 %sat or 96 $\mu\text{mol L}^{-1}$) (Figure III.9b). Further, our simulations summarized in Figure III.9c show that the discharge of treated wastewater from WWTPs alone reduce the minimum DO to 32 %sat (or 78 $\mu\text{mol L}^{-1}$), and the discharge of untreated wastewater from SOs alone reduce the minimum DO to

36 %sat ($88 \mu\text{mol L}^{-1}$). Consequently, if wastewater management could treat all the urban effluent discharged through the SO, DO would be higher, and low DO events would no longer occur in the Garonne tidal river, resulting in a reduction in biological oxygen stress. The WWTPs provide greater POC and NH_4^+ inputs than SO (Figure III.9c). However, the POC inputs from SO, which represent 16% of the urban effluent volume discharge, are more labile and impact the DO variation and reduce the DO minimum by 3 %sat. Thus, it is necessary to find better solutions to manage wastewater to enhance the oxygenation of the estuary.

The model highlights the sensitivity of water oxygenation to river flow for the oxygenation of water (Table III.3), particularly during the most important summer conditions. For accurate model predictions, it is important to monitor DO concentrations upstream in the river as reductions in river DO accentuate hypoxia events. Enhanced primary production in clear river waters might increase river DO and counteract hypoxia near Portets and Bordeaux; however, such blooms supply biodegradable POC to the upstream part of the TMZ. In summer, when the river flow is low, an isolated river flood can increase the DO concentration (Figure III.5). Thus, short rain events on the watershed increase river discharge and supply oxygenated freshwater to the upper estuarine area, mitigating hypoxia around Portets. In contrast, summer rain events on the urban area increase organic matter release by sewage overflow and thus enhance oxygen consumption (Even et al., 2007; Mouchel et al., 1994).

5. Conclusion

Although the biogeochemical model coupled with a hydro-sedimentary mode, includes some simplifications (e.g., no consideration of the various classes of phytoplankton and zooplankton and not reproducing the complete nitrogen cycle), it can be used with confidence to explore the seasonal dynamics of oxygen in Bordeaux and with slightly less confidence further upstream along the Garonne River. Because the presence and density of the TMZ determine the temporal and spatial dynamics of DO, including hypoxic events during summer and low river flow in the Garonne River, a 3D fully coupled model was necessary. The influence of SSC on water DO is shown at the seasonal and spring-neap time scales by the intensification of organic carbon degradation in the TMZ and during mud resuspension at spring tide. The hypoxic zone is located near the urbanized city of Bordeaux, which is impacted by urban effluents, and extends to Portets, 25 km upstream, during spring tides. The

comparison of several model scenarios shows that DO depletion is accentuated mainly by wastewater discharge. Our findings suggest that an active management strategy can reduce POC inputs. For example, in our simulation, eliminating SO loads increased the DO minimum in the vicinity of Bordeaux by 3 %sat; omitting all urban effluents (SO and WWTP) increased the DO minimum in the vicinity of Bordeaux by 10 %sat and mitigated hypoxic events. To improve the oxygenation of the water, our DO model could be used as a tool to inform managers of useful future directions, and management scenarios could be tested to assess the quality, quantity and location of wastewater discharge.

Climate change projections for the Gironde Estuary, include a decrease in river flow, a sea level rise and an increase in water temperature (Etcheber et al., 2013). Variations in river flow and sea level could affect the location of the TMZ, and an increase in the water temperature could affect the biogeochemical flux rates. In this context, the proposed biogeochemical model could be used to further investigate the impact of climate change on the oxygenation of the waters of the Gironde Estuary.

Acknowledgments

This study was funded by the Aquitaine Region and LyRE (SUEZ Research Center), who provided PhD grants to K. Lajaunie-Salla. This research was also supported by the Cluster of Excellence COTE at the Université de Bordeaux (ANR-10-LABX-45). The authors are also grateful to the MAGEST network for providing the data and to Guillaume Binet for providing urban effluent data and fruitful discussion.

Chapitre IV :

**Utilisation du modèle pour simuler
l'impact théorique des changements
globaux et des stratégies de gestion
sur l'hypoxie estivale de l'estuaire de
la Gironde.**

Depuis le début de l'ère industrielle, les concentrations en gaz à effet de serre dans l'atmosphère ont augmenté considérablement du fait de la combustion de carbone fossile et de l'usage des terres (IPCC, 2013). Ceci se traduit actuellement par un réchauffement de la planète, qui conduit à l'élévation du niveau moyen des océans et à des modifications des conditions climatiques plus ou moins marquées selon les régions (IPCC, 2013). Il est aujourd'hui reconnu que la Terre connaît un changement climatique profond, qui semble s'être accéléré au cours des dernières décennies (IPCC, 2013). L'augmentation globale de la température de l'atmosphère va se répercuter sur les milieux aquatiques et modifier leur activité biologique et leurs conditions physico-chimiques. L'urbanisation et l'industrialisation croissantes du littoral devraient conduire à l'expansion de l'eutrophisation des milieux côtiers (Diaz, 2001), et des zones d'hypoxies riches en dioxyde de carbone produit par les processus hétérotrophes (Howarth et al., 2011). Ainsi, tous les travaux sur les milieux côtiers concluent à une probable aggravation des phénomènes d'hypoxie dans les prochaines décennies, sous l'effet combiné du changement global et de la pression démographique (Conley et al., 2009 ; Diaz, 2001 ; Gilbert et al., 2010 ; Rabalais et al., 2014).

Dans ce contexte, l'estuaire de la Gironde, et plus particulièrement la portion de la Garonne impactée par l'agglomération bordelaise, apparaît comme une zone particulièrement sensible, où les hypoxies estivales pourraient s'intensifier. D'une part, l'augmentation de la température, l'élévation du niveau marin moyen, et la diminution des débits fluviaux risquent de réduire encore davantage les teneurs en oxygène dissous (Etcheber et al., 2013 ; Schmidt et al., 2016a, 2016b ; Le Treut, 2013). D'autre part, l'accroissement démographique de l'agglomération bordelaise devrait entraîner une augmentation des effluents urbains rejetés dans la Garonne. Si l'hypoxie s'intensifiait au cours des prochaines décennies et devenait permanente en été, les conséquences sur les peuplements biologiques pélagiques et benthiques seraient désastreuses (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008). La modélisation développée dans ce travail peut aider à « prédire » de manière quantitative les impacts isolés ou combinés de ces différents facteurs sur les teneurs en oxygène de la Garonne estuarienne. Utilisé dans des scénarios académiques, le modèle permet de simuler les conditions futures probables et d'aider dans les choix des politiques de gestion des effluents urbains et/ou des débits d'étiage, afin de limiter au mieux les hypoxies et de préserver ainsi la qualité de l'eau et de l'écosystème.

L'objectif de ce chapitre est de répondre aux questions suivantes :

- Quel pourrait être l'impact des changements globaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne en période estivale ?
- Quelle serait l'efficacité de différentes solutions envisageables pour limiter les hypoxies estivales ?

Afin de répondre à ces questions, nous utilisons le modèle biogéochimique couplé à l'hydrodynamique et au transport sédimentaire pour l'estuaire de la Gironde dans une situation précise, correspondant à une aggravation de l'hypoxie par rapport à ce qui a déjà été observé par le réseau de mesure MAGEST pendant la période 2005-2015 (Schmidt et al., 2016a). Ainsi, l'année 2006, particulièrement sèche, et au cours de laquelle des concentrations en oxygène bien en dessous des normes recommandées ont été observées pendant plusieurs jours servira de référence pour les différentes simulations. Pour évaluer l'état d'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne, nous utilisons deux critères quantitatifs, qui sont : (1) la concentration minimale en oxygène et (2) le nombre de jours d'hypoxie ($OD < 2 \text{ mg.L}^{-1}$) simulés à Bordeaux et à Portets.

1. Impacts théoriques attendus des changements globaux

1.1.Introduction

Les scénarii futurs des modèles globaux prédisent une diminution globale de la concentration de l'oxygène dissous dans l'océan et dans les milieux côtiers (Cocco et al., 2013 ; IPCC, 2013). Les observations récentes (entre 1976 et 2000) montrent que l'OD décline plus rapidement dans les zones côtières que dans l'océan ouvert, du fait de l'eutrophisation (Gilbert et al., 2010 ; Diaz, 2001). De nombreux estuaires se trouvent déjà sous une forte demande biologique en oxygène due aux déversements d'eaux usées : La Seine (Billen et al., 2001) ; l'Escaut (Soetaert et al., 2006) ; la Tamise (Tinsley, 1998) ; la Baie de Chesapeake (Hagy et al., 2004). C'est aussi le cas de l'estuaire de la Gironde, et plus précisément de la Garonne estuarienne influencée par l'agglomération bordelaise, lorsque le bouchon vaseux est présent dans cette zone et en été (Lanoux et al., 2013). L'augmentation de la température de l'eau diminue la solubilité de l'oxygène et donc sa concentration. L'augmentation de la

température de l'air se traduit aussi dans certains systèmes côtiers par une plus forte stratification qui isole les couches du fond de l'atmosphère et diminue leur aération (Conley et al., 2009 ; Lehmann et al., 2014). Ce phénomène est probablement négligeable en Gironde, qui reste un estuaire bien mélangé sur la verticale de par son caractère macro-tidal et des forts courant qui en découlent (Allen, 1972). Cependant, son caractère hyper-turbide pourra limiter les échanges avec l'atmosphère (Abril et al., 2009). Sous l'effet du réchauffement de l'eau, l'hypoxie peut potentiellement s'accroître du fait d'une intensification de la dégradation de la MO fixée sur les particules en suspension (Goosen et al., 1999).

Les modèles globaux prévoient pour 2100 une augmentation de la température de l'eau de 2°C dans le cas du scénario le plus optimiste, et de 3°C dans le cas du scénario le plus pessimiste (Figure IV.1) (Cocco et al., 2013 ; IPCC, 2013). Dans le Golfe de Gascogne, la température moyenne de l'eau a augmenté de 0,06 °C an⁻¹ entre 1978 et 2011 (Le Treut, 2013). Si cette tendance se poursuit, les eaux seront plus chaudes de 2°C en 2050 et de 5°C en 2100. De plus, Seneviratne et al. (2014) ont montré que les pics de chaleur vont être de plus en plus forts dans les années à venir. Or sur la Garonne estuarienne, une forte corrélation négative a été mise en évidence entre la température de l'eau et l'oxygène, qui indique clairement que le minimum d'oxygène a lieu lors des pics de chaleur (Schmidt et al., 2016a). Pour cette raison, il est nécessaire de considérer les hypoxies en Gironde comme des événements extrêmes de courte durée, mais dont l'impact écologique serait important.

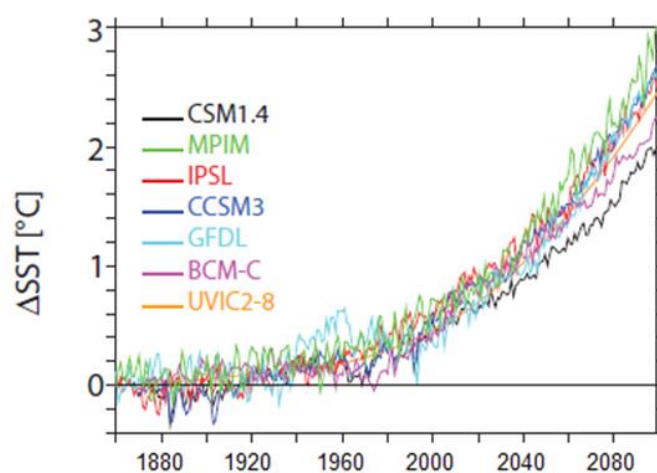


Figure IV.1 : Différence de température de surface de l'eau (SST) entre 1860 et 2100 prévue par les modèles globaux (Cocco et al., 2013). Les modèles sont issus de l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL), l'Institut de Météorologie Max Planck (MPIM), du Centre de Recherche National Atmosphérique (CCSM1.4 et CCSM3), de l'Université de Bergen et du Centre de Recherche Climatique Bjerknes (BCM-C), du Laboratoire de Dynamique des Fluides Géophysiques de Princeton (GFDL), et du Centre GEOMAR (UVIC2-8).

Une autre conséquence du changement climatique est la tendance à la baisse des débits des fleuves, rivières ou cours d'eau notamment en Aquitaine. En effet, ces dernières 50 années, les observations montrent une diminution du débit moyen de la Garonne de l'ordre de 25 à 30% (Figure IV.2a). Ceci se traduit par une diminution du nombre de jours de crues biennales (débit supérieur à $3400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et, depuis 1980, par une hausse significative des périodes d'étiages (débit inférieur à $110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) comme illustré sur les figures IV.2b et c (Schmidt et al., 2016b). Les étiages sont donc plus longs et les débits moyens estivaux de plus en plus faibles. Cette diminution s'explique par les variations des précipitations, par l'implantation de centrales hydro-électriques et par l'irrigation. La variabilité hydrologique de la Garonne est notamment influencée par l'indice climatique dominant en Europe, l'Oscillation Nord Atlantique (NAO), qui correspond à la différence de pression dans l'Atlantique Nord entre deux points (Islande et Açores) contrôlant la position du centre de dépression sur l'Europe (Chevalier et al., 2014). Une baisse des débits moyens annuels de 30 à 40% est prévue d'ici 2050 et de 50 à 60% d'ici 2100 (Etcheber et al., 2013 ; Schmidt et al., 2016b). La diminution du débit de la Garonne conduit à l'intensification du bouchon vaseux et à la modification de sa position plus en amont (Jalón-Rojas et al., 2015). De plus, Schmidt et al. (2016a) montrent que les faibles débits sont corrélés aux faibles concentrations d'oxygène et par conséquent, il est très probable que les teneurs en oxygène dans la Garonne estuarienne auront tendance à diminuer dans les années futures sous l'effet de la poursuite de la diminution du débit.

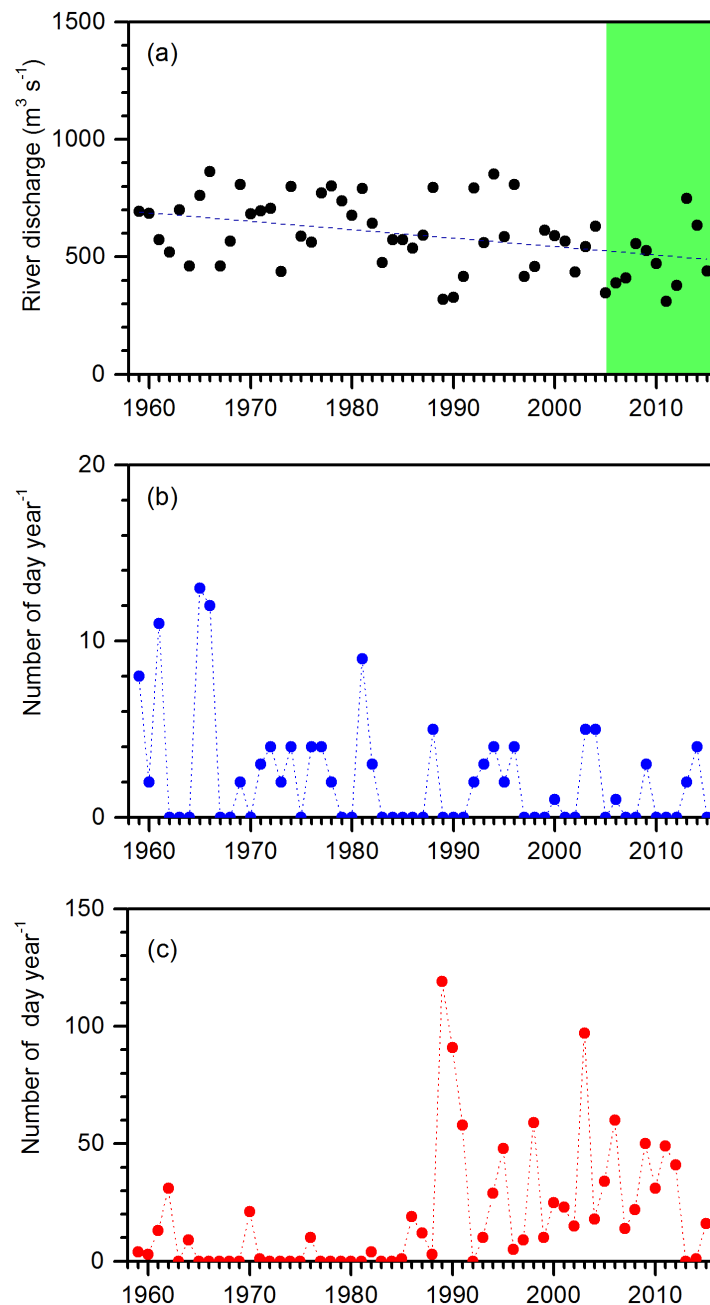


Figure IV.2 : (a) Évolution du débit moyen annuel de la Garonne depuis 1959 ; (b) nombre de jours par an où le débit est $> 3400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; (c) nombre de jours par an où le débit est $< 110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Modifiée de Schmidt et al., 2016b). Données issues de www.hydrofrance.fr station Tonneins.

L'élévation du niveau marin moyen est une conséquence du réchauffement climatique, en raison de la dilatation des océans sous l'effet de la température, et dans une moindre mesure de la fonte des calottes polaires. Les modèles climatiques prévoient une élévation de 0,5 à 1 m pour 2100 (IPCC, 2013 ; Figure IV.3). En Aquitaine, le niveau de la mer a déjà augmenté de 2 mm an^{-1} ces dernières décennies, et devrait s'élever de 0,14 à 0,24 m en 2050 et de 0,28

à 0,48 m en 2100 (Le Treut, 2013). Cette élévation devrait modifier la circulation estuarienne et pourrait avoir aussi des conséquences sur la position et la dynamique du bouchon vaseux et donc indirectement induire des variations d'oxygène dans l'estuaire de la Gironde.

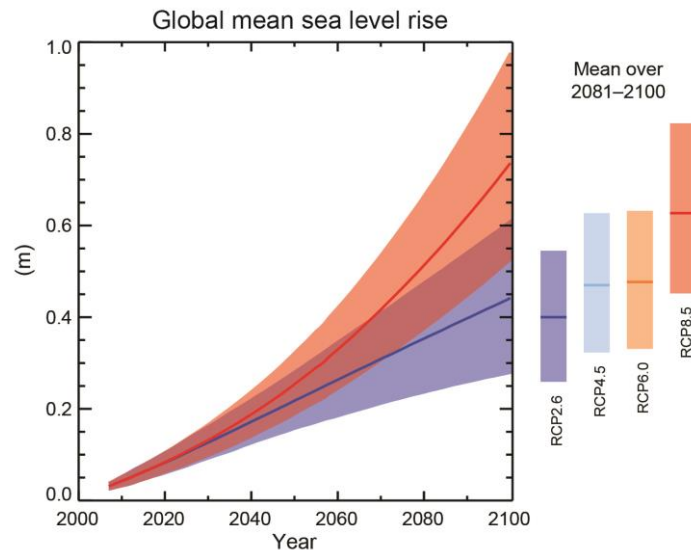


Figure IV.3 : Prédiction des modèles climatiques de l'évolution de l'élévation du niveau marin moyen jusqu'en 2100 (IPCC, 2013).

Ces dernières décennies, l'eutrophisation côtière s'est accélérée à l'échelle mondiale. L'augmentation de la population sur les zones côtières et le développement de l'activité humaine enrichissent les eaux en nutriments et en matières organiques anthropiques qui perturbent l'environnement côtier (Diaz et Rosenberg, 2008). La matière organique contenue dans les effluents étant très labile, elle est dégradée rapidement en consommant de l'oxygène (Soetaert et al., 2006). La qualité de l'eau est donc soumise à un fort stress dû aux développements urbains sur le littoral (Zhao et al., 2015). Le développement de Bordeaux Métropole et son attractivité croissante conduisent à une augmentation de la population, que l'on estime pouvant atteindre 1 million en 2030 (<http://www.bordeaux-metropole.fr>, Figure IV.4). On estime qu'ensuite la population se stabilisera jusqu'à la fin du 21^{ème} siècle. Ainsi, la Garonne estuarienne recevra davantage d'effluents dans le futur, ce qui devrait aussi contribuer à l'apparition des hypoxies estivales.

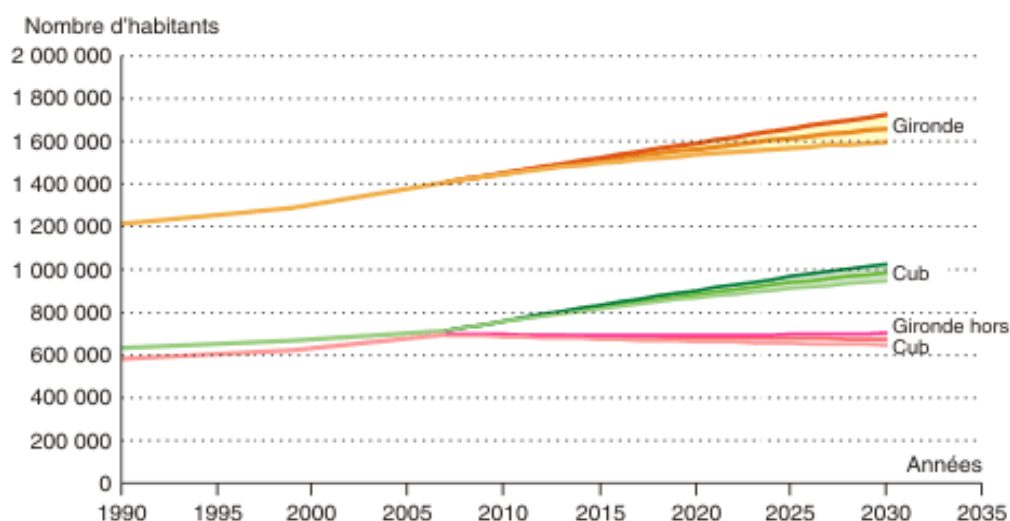


Figure IV.4 : Projections démographiques à l'horizon 2030 de la Gironde, de la CUB (communauté urbaine de Bordeaux, devenue Bordeaux Métropole en 2015) et du reste du département (Source : Insee, Recensements de la population 1990 et 1999)

Dans ce contexte, les changements globaux et l'expansion de l'agglomération bordelaise conduiront inévitablement dans les années futures à des événements d'hypoxie plus fréquents dans la Garonne tidale, qui pourront perturber son écosystème, limitant par exemple la migration des juvéniles à fort intérêt économique (alose, esturgeon), ou créant une « zone morte » au niveau du benthos. Nous utilisons ici le modèle couplé pour évaluer l'impact de ces différents changements globaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne.

1.2. Les scénarii

Notre approche consiste à simuler les impacts des changements globaux sur l'hypoxie estivale de l'estuaire de la Gironde en les comparant à une simulation de référence. L'objectif étant de traiter de la question des événements extrêmes, nous choisissons volontairement une simulation de référence déjà relativement critique en terme d'hypoxie : l'année 2006, une année très chaude et sèche, avec une température moyenne estivale de 24,6°C (et un maximum de 29,4°C), un débit moyen estival de la Garonne de 140 m³.s⁻¹, un débit minimum de 54 m³.s⁻¹ et 60 jours d'étiage (<110 m³.s⁻¹). Les conditions hydrauliques et climatiques de l'été 2006 ont été particulièrement extrêmes, même si probablement moins drastiques que celles de 2003, pour laquelle nous ne disposons pas de données MAGEST pour la validation car le réseau a commencé à fonctionner en 2004. On s'attend donc, dans les années futures, à une augmentation de la fréquence de telles conditions climatiques, voire à

une aggravation (Etcheber et al., 2013 ; IPCC, 2013 ; Seneviratne et al., 2014). L'année 2006 sera donc notre simulation de référence, avec pour variables de forçage les débits fluviaux et les rejets urbains de 2006, la température de 2006 et un niveau marin moyen de 3,24 m (www.shom.fr, Figure IV.5).

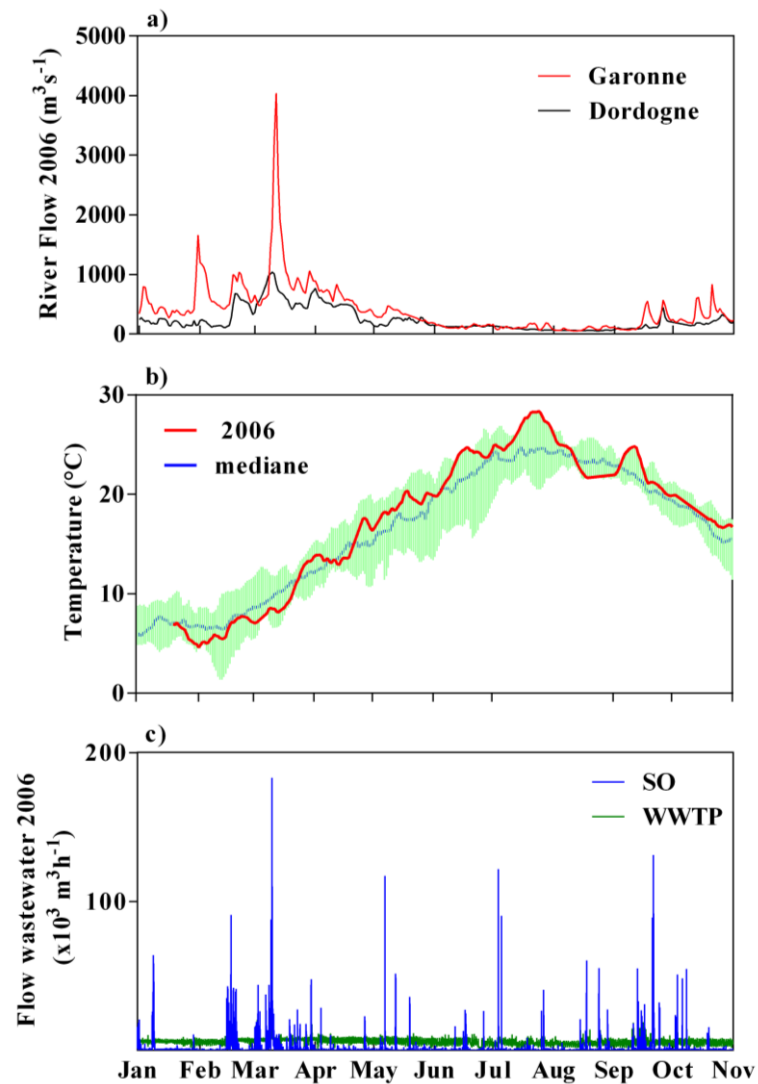


Figure IV.5 : Simulation de référence : Évolution des débits fluviaux (a), de la température (b) et des débits rejetés par les STEP et DOs (c) pour l'année 2006. La température médiane est calculée sur la période 2005 à 2015 (courbe bleue) et l'enveloppe verte représente les minima et maxima.

L'état de l'oxygénation des eaux de la Garonne est simulé sous l'impact respectif et combiné de : (1) l'augmentation de la température ; (2) la diminution du débit estival de la Garonne ; (3) l'élévation du niveau marin moyen et (4) l'augmentation de la population. Tous les scénarii se basent sur la simulation de référence, avec un forçage modifié pour chacun d'entre

eux (Tableau IV.1). Les simulations ont été réalisées sur 10 mois, du 1^{er} janvier au 31 octobre, sur la base de la validation du modèle présentée dans le chapitre précédent.

Pour évaluer l'impact de l'augmentation de la température, les valeurs enregistrées en 2006 sont incrémentées de 2, 3, 4 et 5°C.

L'impact de la diminution des débits est évalué en réduisant le débit quotidien entre le 15 juillet et le 30 septembre (soit 78 jours d'étiage) à une valeur constante, respectivement 100, 80, 60 et 40 m³.s⁻¹. Chaque scénario correspond à une diminution du débit moyen estival par rapport à la situation de référence, calculé entre le 21 juin et le 30 septembre 2006 :

- débit d'étiage 100 m³.s⁻¹ ; débit estival moyen de 106 m³.s⁻¹, soit une diminution de 24% du débit de référence ;
- débit d'étiage à 80 m³.s⁻¹ ; débit estival moyen de 90 m³.s⁻¹, soit une diminution de 36% du débit de référence ;
- débit d'étiage à 60 m³.s⁻¹ ; débit estival moyen de 75 m³.s⁻¹, soit une diminution de 46% du débit de référence ;
- débit d'étiage à 40 m³.s⁻¹ ; débit estival moyen de 60 m³.s⁻¹, soit une diminution de 57% du débit de référence.

En ce qui concerne l'effet du niveau moyen de la mer, en nous basant sur les prévisions d'élévation du niveau dans le Golfe de Gascogne (Le Treut, 2013), nous simulons des élévations de 10, 20 et 40 cm par rapport au niveau moyen actuel.

Pour étudier l'impact de l'urbanisation de la ville de Bordeaux, nous augmentons de 50% les débits rejetés par les effluents urbains sur l'année entière.

Enfin, deux scénarii à l'horizon 2050 et 2100 viennent compléter l'étude des impacts des changements globaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne, en combinant les variations des quatre paramètres (température, débits, niveau marin et rejets urbains). Pour l'année 2050, la température de 2006 est élevée de 2°C, le débit de la Garonne est réduit de 36% (soit un débit constant en été de 80 m³.s⁻¹), le niveau marin est élevé de 20 cm et les rejets urbains sont augmentés de 50%. Pour l'année 2100, la température de 2006 est élevée de 5°C, le débit de la Garonne est réduit de 57% (soit un débit constant en été de 40 m³.s⁻¹), le niveau marin est élevé de 40 cm et les rejets urbains sont augmentés de 50%.

Tableau IV.1 : Forçages des différents scénarii simulés par le modèle

	Abréviations	Température	Débits fluviaux	Hauteur d'eau	Débits rejets urbains
Référence	ref	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006
Effet de la température	+2°C	T 2006 +2°C	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006
	+3°C	T 2006 +3°C	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006
	+4°C	T 2006 +4°C	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006
	+5°C	T 2006 +5°C	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006
Effet du débit	100 m ³ .s ⁻¹	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,24 m	Q urbains 2006
	80 m ³ .s ⁻¹	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,24 m	Q urbains 2006
	60 m ³ .s ⁻¹	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,24 m	Q urbains 2006
	40 m ³ .s ⁻¹	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,24 m	Q urbains 2006
Effet du niveau marin	+10 cm	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006	3,34 m	Q urbains 2006
	+20 cm	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006	3,44 m	Q urbains 2006
	+40 cm	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006	3,64 m	Q urbains 2006
Effet de la croissance démographique	+POP	T 2006	$Q_{G/D}$ 2006	3,24 m	Q urbains 2006 + 50%
Effets combinés	2050	T 2006 + 2°C	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,44 m	Q urbains 2006 + 50%
	2100	T 2006 + 5°C	$Q_{G/D}$ 2006 et $Q_G = 40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,64 m	Q urbains 2006 + 50%

1.3.Résultats

Le tableau IV.2 représente les résultats des critères d'évaluation de l'impact des changements globaux sur l'oxygénation des eaux à Bordeaux et Portets.

Tableau IV.2 : Minimum d'oxygène (saturation) et la température correspondante, et nombre de jours d'hypoxies à Bordeaux et Portets pour chacun des scénarii simulés.

		Bordeaux			Portets		
		T (°C)	Min OD (%)	Nb jours hypoxies	T (°C)	Min OD (%)	Nb jours hypoxies
Effets température	Ref	27,2	28,9	0	24	22,4	3
	+2°C	29,2	22,8	5	26	18,9	7
	+3°C	30,2	19,8	9	27	18,5	8
	+4°C	31,2	17,0	15	28	16,5	13
	+5°C	32,2	14,3	26	29	15,8	14
Effets du débit	100 m³,s⁻¹	26,9	23,7	4	24	33,5	0
	80 m³,s⁻¹	26,8	19,5	8	23,7	32,2	0
	60 m³,s⁻¹	26,8	15,6	11	24,4	19,5	12
	40 m³,s⁻¹	27,4	13,5	13	24,4	8	52
Effets du niveau de la mer	+10 cm	27,2	25,6	0	23,1	15	5
	+20 cm	26,4	33	0	24,6	22,5	2
	+40 cm	23,7	29,7	0	22,6	14,7	6
Effet de la croissance démographique	+POP	27,2	23,6	3	24	21,3	4
Effets combinés	2050	28,9	14	29	26,7	29,1	0
	2100	32,4	2,8	91	29,7	3,4	78

1.3.1. Simulation de référence

Les résultats de la simulation de référence (décrite dans le chapitre III) montrent que la Garonne estuarienne a subi trois événements de chute d'oxygène en 2006, qui sont associés aux trois pics de chaleur (fin-juillet, mi-août et mi-septembre, Figure IV.6), et qui ont trois

localisations différentes. La 1^{ère} chute d'oxygène qui correspond au minimum ($OD_{min}=28,9$ %sat, tableau IV.2) a lieu entre fin juillet et le début du mois d'août en mortes eaux, et se situe autour de Bordeaux. Les deux autres chutes (mi-août et mi-septembre) se produisent en marées de vives eaux et se situent en amont de Bordeaux.

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, le bouchon vaseux se positionne entre Bordeaux et Portets. En mortes eaux, les MES se déposent davantage au fond et les eaux amont de Bordeaux sont ré-oxygénées par les apports d'eau douce fluviale, ce qui fait que le minimum d'oxygène se produit autour de Bordeaux, zone impactée par les rejets urbains riches en MO et en ammonium. En vives eaux, les MES sont davantage remises en suspension (Figure IV.6). Le BV étant plus concentré en amont de Bordeaux, la dégradation du COP fixé sur les particules (principalement les litières apportées en majorité en hiver et au printemps) est favorisée (Goosen et al., 1999) ; le minimum d'oxygène se situe cette fois en amont de Bordeaux entre le PK-15 et le PK-20, et non plus dans la zone des rejets urbains. Les chutes d'oxygène de mi-août et mi-septembre en vives eaux ne sont pas suivies d'une hypoxie à Bordeaux en mortes eaux car les rejets urbains par les déversoirs d'orage (DO) sont moins importants qu'à la fin du mois de juillet (Figure IV.6).

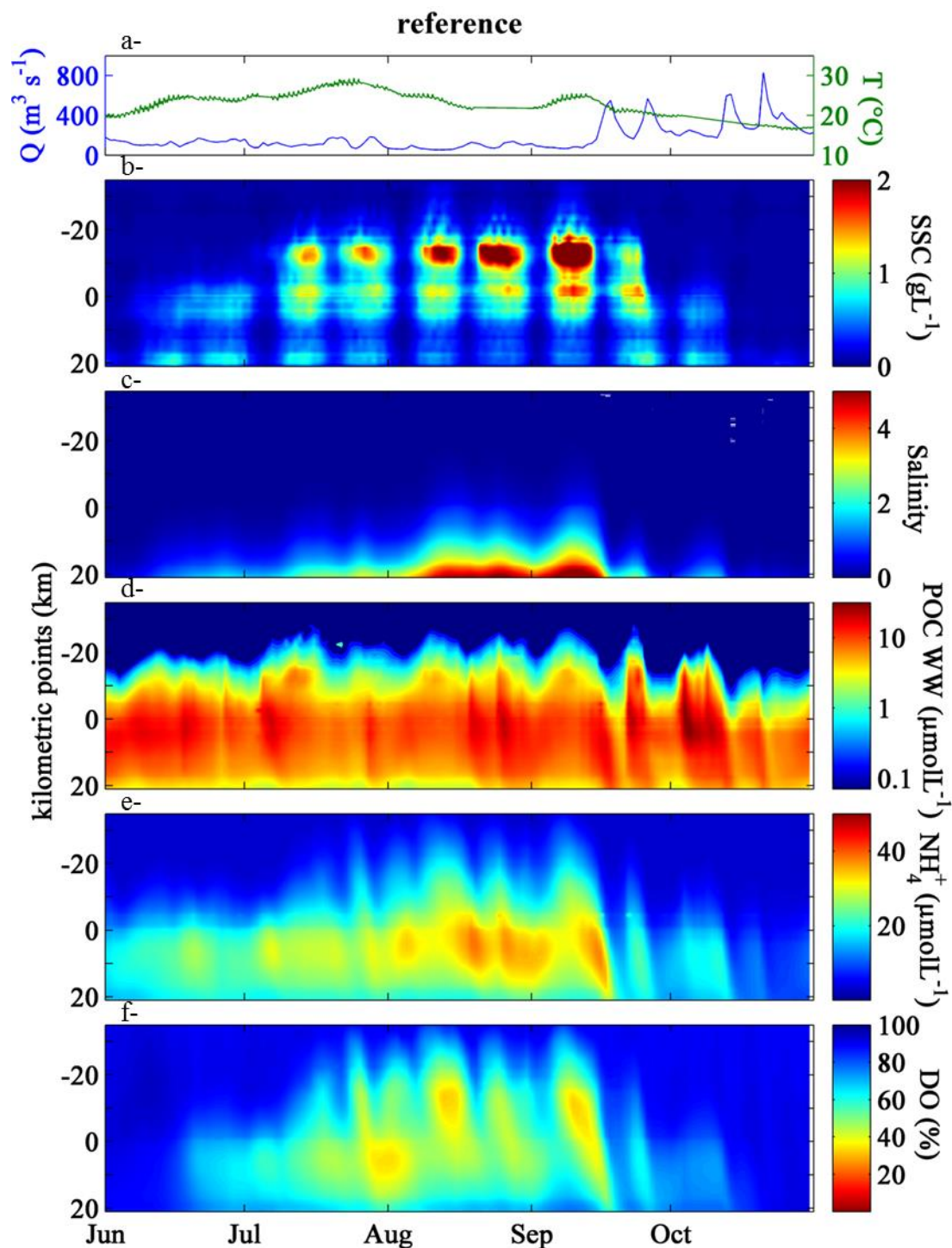


Figure IV.6 : (a) évolution temporelle (horaire) du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (b) des MES, (c) de la salinité, (d) du COP d'origine urbaine, (e) de l'ammonium et (f) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour la simulation de référence. L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

1.3.2. Impact de l'augmentation de la température

Les résultats des scénarii montrent qu'en augmentant la température d'une valeur constante, la concentration de l'oxygène à Bordeaux diminue (Figure IV.7). On remarque que tout au long de la simulation, l'écart des concentrations en oxygène entre la référence et les scénarii restent constant, soulignant la forte corrélation entre la température et l'oxygène. Les deux minima d'oxygène coïncident avec les deux pics de chaleurs fin juillet et mi-septembre (Figure IV.7).

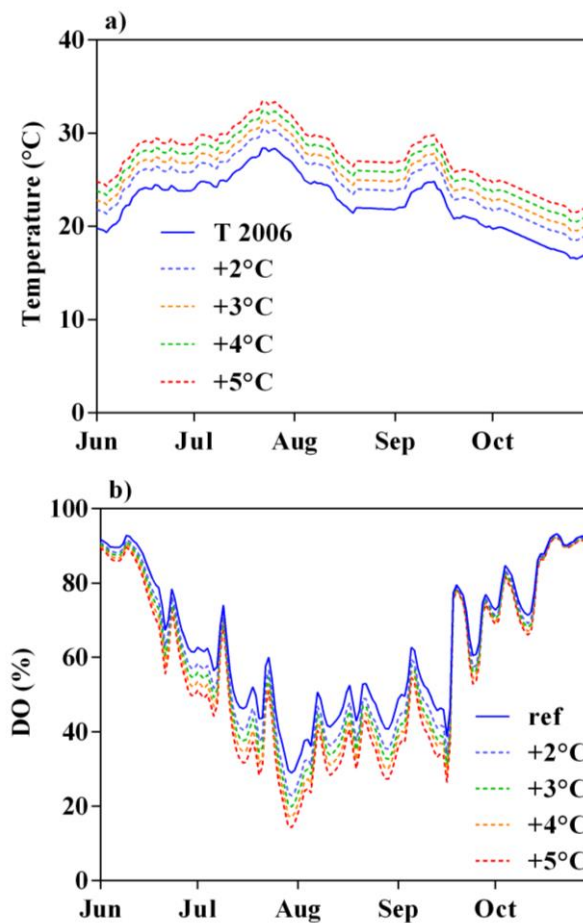


Figure IV.7 : Évolution de la température (a) et de l'oxygène (b) sur Bordeaux pour les différents scénarii simulés (une donnée par jour).

La concentration minimale en oxygène diminue linéairement avec la température aux stations de Bordeaux et Portets (Figure IV.8). A Bordeaux, dès que l'on augmente de 2 °C, le minimum d'oxygène passe en-dessous du seuil d'hypoxie ($OD_{min} = 22,8 \text{ \%sat}$, Figure IV.7 et Tableau IV.2). On voit que l'effet de la température sur la solubilité de l'oxygène est mineur par rapport à l'effet sur la biogéochimie, puisque les taux d'oxygène en pourcentage

de saturation de la référence à 2 mg.L⁻¹ augmentent peu par rapport aux concentrations minimales simulées. A Portets, l'hypoxie est toujours atteinte. Le nombre de jours d'hypoxies augmente significativement et passe de 0 à 26 jours à Bordeaux et de 3 à 14 jours sur Portets pour le scénario +5 °C (Tableau IV.2).

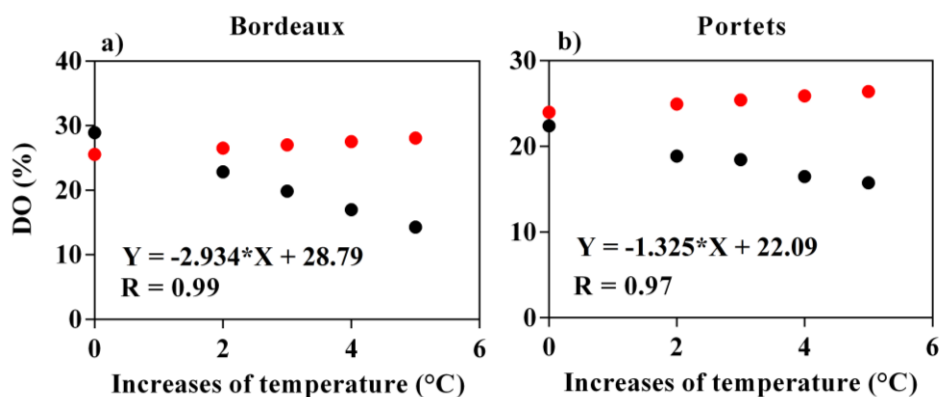


Figure IV.8 : Évolution du taux de saturation minimale en oxygène (points noirs) et la référence de l'hypoxie (2 mg.L⁻¹, points rouges) en fonction de l'augmentation de la température à Bordeaux (a) et Portets (b).

Lorsque l'on analyse les flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène à Bordeaux (Figure IV.9), on observe une augmentation régulière due à l'accélération des cinétiques des réactions lorsque la température augmente. Pour une augmentation de 5 °C, la consommation d'oxygène par la nitrification augmente de 28%, la dégradation du CO urbain de 11% et la dégradation du CO du bassin versant de 16%.

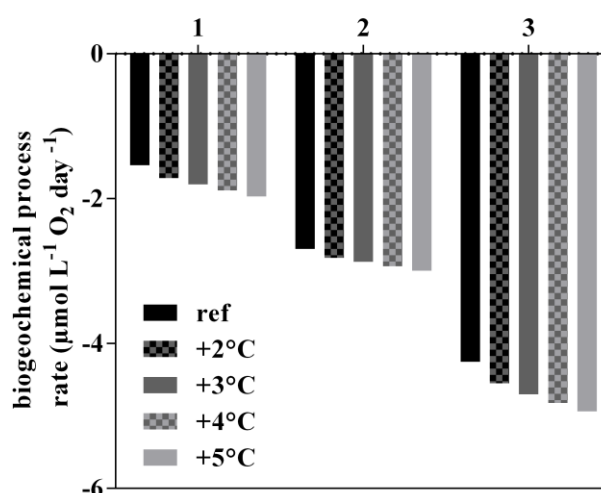


Figure IV.9 : Valeurs moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii d'augmentation de la température : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).

1.3.3. Impact des variations du débit de la Garonne

Lorsque le débit diminue, l'interface eau douce/eau salée se déplace vers l'amont (Figure IV.10). Par exemple à Bordeaux, lorsque le débit est de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, les salinités restent inférieures à 2 en surface, alors que pour un débit de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, elles peuvent atteindre des salinités supérieures à 4 (Figures IV.10 a et d). L'effet de l'asymétrie de la marée étant plus efficace par débit plus faible, les sédiments en suspension et le bouchon vaseux se déplacent davantage vers l'amont. Les concentrations en MES deviennent plus élevées, ce qui accentue la consommation d'oxygène par la dégradation du COP. Il en résulte des baisses des concentrations d'oxygène plus marquées lorsque le débit diminue (Figure IV.10).

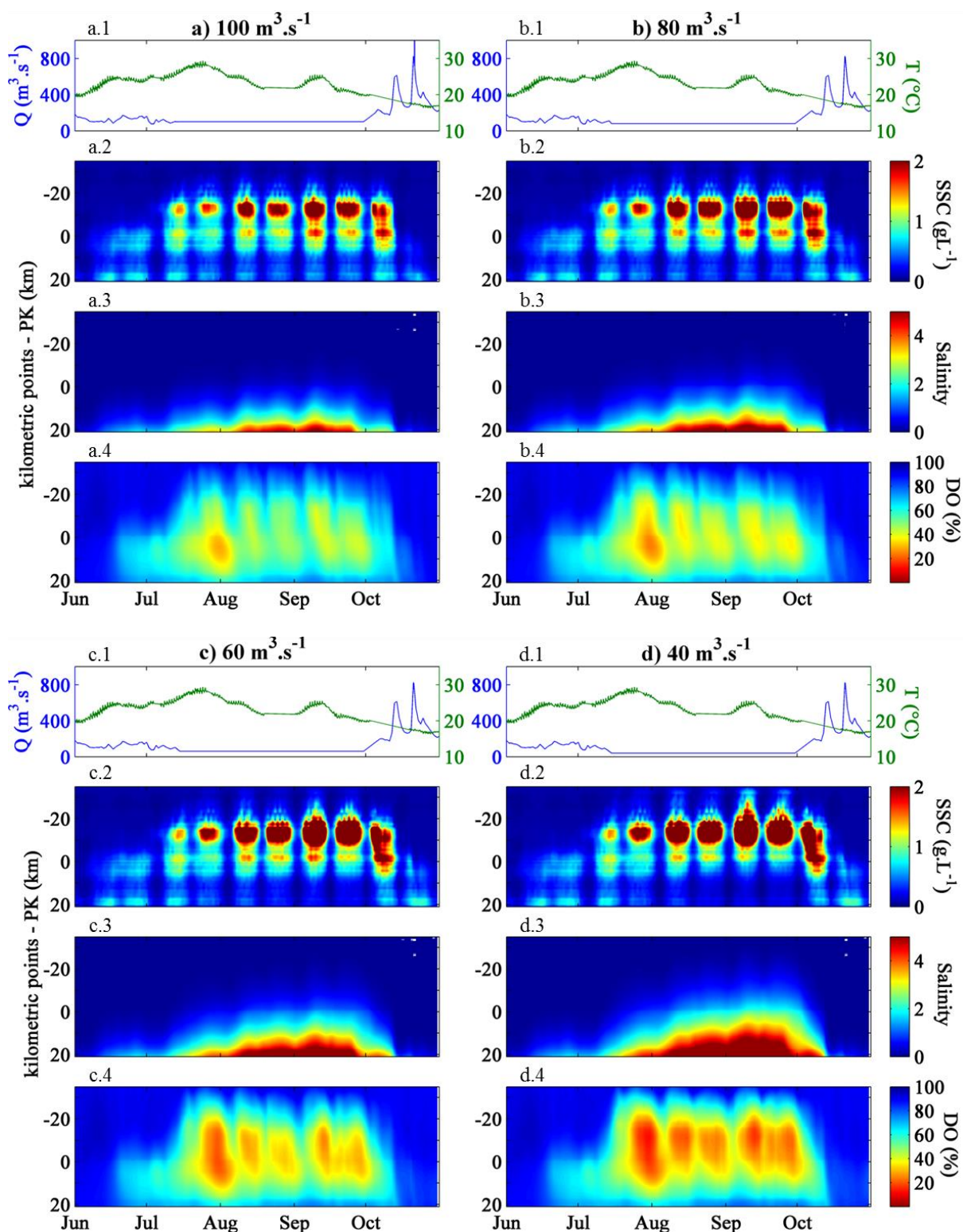


Figure IV.10 : (1) évolution temporelle (horaire) du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii $100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (a), $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (b), $60 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (c) et $40 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (d). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

Comme pour la simulation de référence, le premier événement d'hypoxie a lieu fin juillet lors du maximum de température, quel que soit le débit. En revanche, sa position et son extension varient selon les scénarii. Pour le scénario d'étiage à $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, l'hypoxie se situe autour de Bordeaux et s'étend sur un rayon d'une dizaine de km (Figure IV.10a.4), tandis que dans le cas du scénario $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, l'hypoxie atteint son extension maximale, d'environ une trentaine de km, depuis Bordeaux jusqu'à l'amont de Portets (Figure IV.10d.4). Cela s'explique par la combinaison des concentrations en MES, plus élevées dans le BV en amont de Bordeaux, et par les rejets urbains. En effet, fin juillet, lors des vives eaux, le BV est très turbide en amont de Bordeaux (Figure IV.10d) et les processus hétérotrophes sont alors favorisés. De plus, les effluents urbains rejetés à Bordeaux sont maintenus en amont par l'asymétrie de la marée, d'autant plus que le débit est faible. Par contre, lorsque le débit est maintenu à $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, en vives eaux la chute d'oxygène est moins marquée car les concentrations en MES dans le BV sont moins élevées et les apports d'eaux fluviales oxygénées ; dans ce scénario, l'hypoxie est limitée à la zone proche autour de Bordeaux en mortes eaux du fait de l'impact des effluents urbains (Figure IV.10a). Pour les scénarii d'étiage à $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figures IV.10 b et c), l'hypoxie s'étend progressivement vers l'amont de Bordeaux en vives eaux, tandis qu'en mortes eaux, les eaux amont sont ré-oxygénées car les MES se déposent plus massivement au fond, et que de l'eau fluviale bien oxygénée arrive de l'amont.

Cependant, si une partie des différences entre ces scénarii peut être attribuée à la dynamique sédimentaire et aux variations relatives des concentrations des particules plus en amont, une autre partie est due à la dilution des eaux estuariennes avec l'eau fluviale bien oxygénée. Cette dilution est logiquement moins efficace lorsque le débit diminue. En effet, le volume d'eau fluviale introduit pendant un cycle de marée (et saturé à 90% en oxygène) est de $4,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour un débit de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, contre $1,7 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour un débit de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Ces volumes représentent respectivement 3,8 et 1,5% du volume moyen de l'estuaire fluvial entre la Réole et Bordeaux ; et 22% et 9,3% du volume moyen de l'estuaire fluvial entre la Réole et Portets. Le temps de renouvellement de la moitié du volume (T50%) sera plus court pour Portets (quelques jours) que pour Bordeaux (quelques semaines) (Figure IV.11). Ceci démontre, que les eaux oxygénées provenant de l'amont (90 %sat) permettent de ré-oxygéner les eaux à Portets plus rapidement qu'à Bordeaux. Considérant une concentration d'oxygène dans le BV de 30 %sat, après un cycle de marée, l'augmentation de la teneur en oxygène due à la dilution seule est de 0,9 %sat à Bordeaux et de 5,6 %sat à Portets dans le cas du débit le plus faible ($40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) et de 2,3 %sat à Bordeaux et 13,2 %sat à Portets pour un débit de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

(Figure IV.11). Au bout d'une semaine, le gain d'oxygène par simple dilution par les eaux fluviales à Bordeaux sera de 31,8 %sat pour $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et de 12,6 %sat pour $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure IV.11).

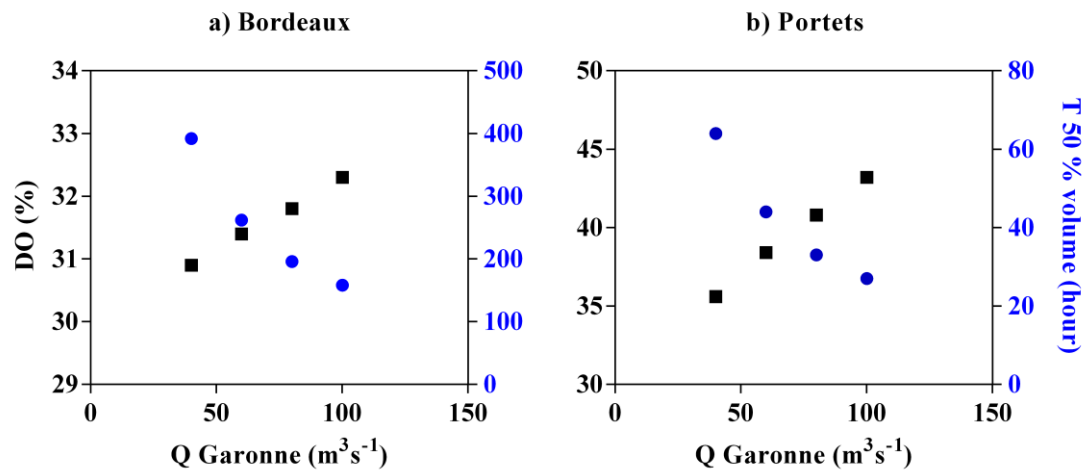


Figure IV.11 : Temps de renouvellement de la moitié du volume (points bleus) et oxygène dissous calculé par effet de dilution entre les eaux du bouchon vaseux à 30 %sat et les eaux fluviales à 90 %sat (carrés noirs) à Bordeaux (a) et Portets (b)

Avec la diminution des débits d'étiage, le nombre d'épisodes d'hypoxie augmente donc significativement sur la Garonne. Sur Bordeaux, l'hypoxie est toujours atteinte lorsque l'étiage est long et sévère (Figure IV.12, Tableau IV.2). Le scénario extrême d'un débit maintenu à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ prévoit 13 jours d'hypoxie et un minimum de 13,5 %sat (Tableau IV.2). A Portets, l'hypoxie apparaît seulement à partir d'un débit d'étiage de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figure IV.12). Dans ce secteur, les épisodes d'hypoxie sont plus sévères qu'à Bordeaux : pour le scénario extrême de débit de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le modèle prévoit 52 jours d'hypoxie, avec un minimum de 8 %sat (Tableau IV.2).

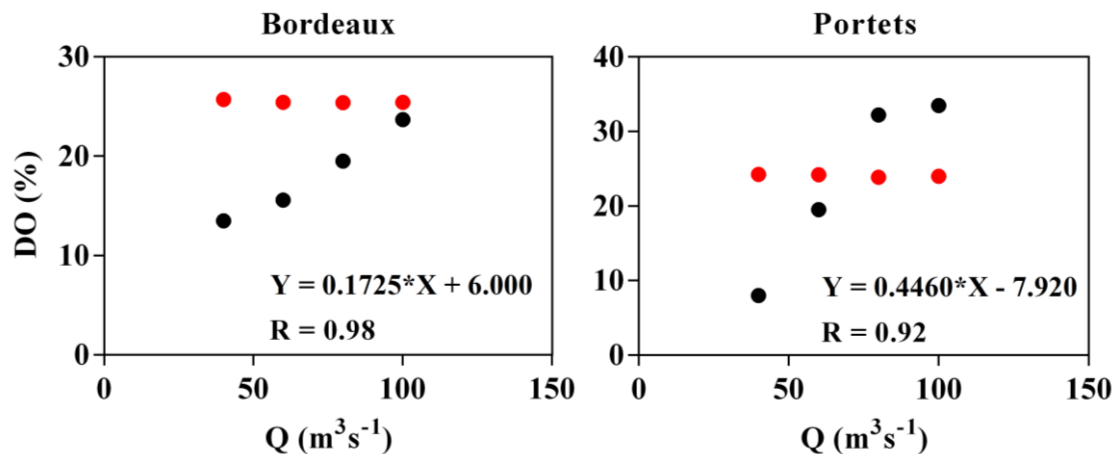


Figure IV.12 : Évolution du taux de saturation minimale en oxygène (points noirs) et de la référence de l'hypoxie (2 mg.L^{-1} , points rouges) en fonction du débit estival de la Garonne à Bordeaux (a) et Portets (b).

Lorsque l'on analyse le bilan des flux biogéochimiques qui consomment de l'oxygène à Bordeaux, on s'aperçoit que lorsque l'étiage s'intensifie, certains flux augmentent tandis que d'autres diminuent (Figure IV.13). En effet, lorsque le débit est faible, les concentrations d'ammonium et du COD urbain se concentrent sur la zone autour de Bordeaux où ils consomment de l'oxygène. Par conséquent, il y aura une intensification progressive de la nitrification et de la minéralisation du COD urbain (Figure IV.13). Cependant, la diminution du débit se traduit aussi par moins de COD fluvial atteignant la zone de Bordeaux. Alors, le flux de minéralisation de COD fluvial diminue (Figure IV.13). Enfin, étant donné que le bouchon vaseux se situe plus en amont, la consommation d'oxygène par la dégradation du COP provenant des litières a aussi tendance à diminuer (Figure IV.13).

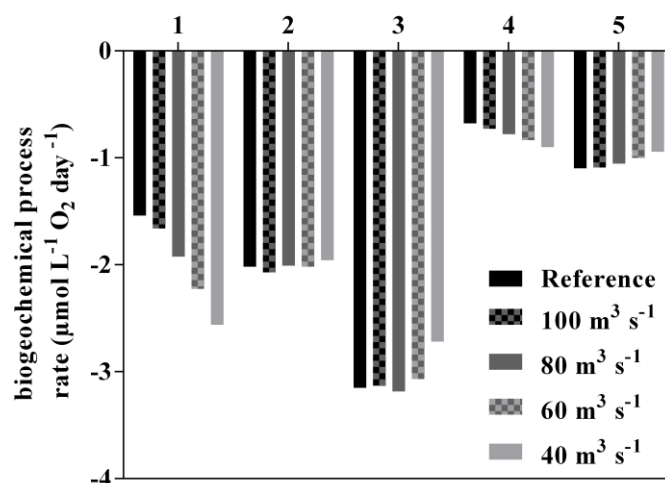


Figure IV.13 : Moyenne estivale des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii de variation du débit de la Garonne : 1-nitrification, 2-minéralisation du COP urbain, 3-minéralisation du COP litière, 4-minéralisation du COD urbain, 5-minéralisation du COD fluvial.

On s'aperçoit donc que l'impact du débit d'étiage sur l'oxygénation est le résultat combiné d'une remontée et de la concentration du bouchon vaseux en amont, et d'une moindre dilution de la masse d'eau par l'eau fluviale bien oxygénée. La baisse du débit fluvial et l'augmentation de la durée d'étiage pourraient alors avoir des conséquences dramatiques pour l'écosystème de la Garonne.

1.3.4. Impact de l'élévation du niveau marin moyen

Les résultats des scénarii d'élévation du niveau marin moyen montrent une intrusion saline plus forte (Figure IV.14 a.2, b.2 et b.3). Les simulations mettent aussi en évidence deux phénomènes opposés : dans le cas du scénario +10 cm (Figure IV.14a), le bouchon vaseux s'intensifie et les teneurs en oxygène diminuent ; dans le cas des scénarii +20 cm et +40 cm, le bouchon vaseux est atténué, et les teneurs en oxygène augmentent (Figures IV.14 b et c).

Le premier phénomène (à +10 cm) peut être expliqué par une augmentation du marnage et l'intensification de l'asymétrie de la marée dans la Garonne. Cela conduit à des courants en période de flot plus forts et donc à des remises en suspension de MES plus fortes en flot, à plus de transport sédimentaire vers l'amont, et à une persistance du BV en amont. Le deuxième phénomène (à +20 cm et +40 cm) pourrait être expliqué par un effet de dilution dans un plus grand volume d'eau, qui compense les effets de l'asymétrie de la marée, limitant

ainsi l'augmentation des concentrations en MES. Dans le cas du scénario +10 cm, le minimum d'oxygène diminue à Bordeaux et Portets, tandis qu'il augmente pour les deux autres (Tableau IV.2).

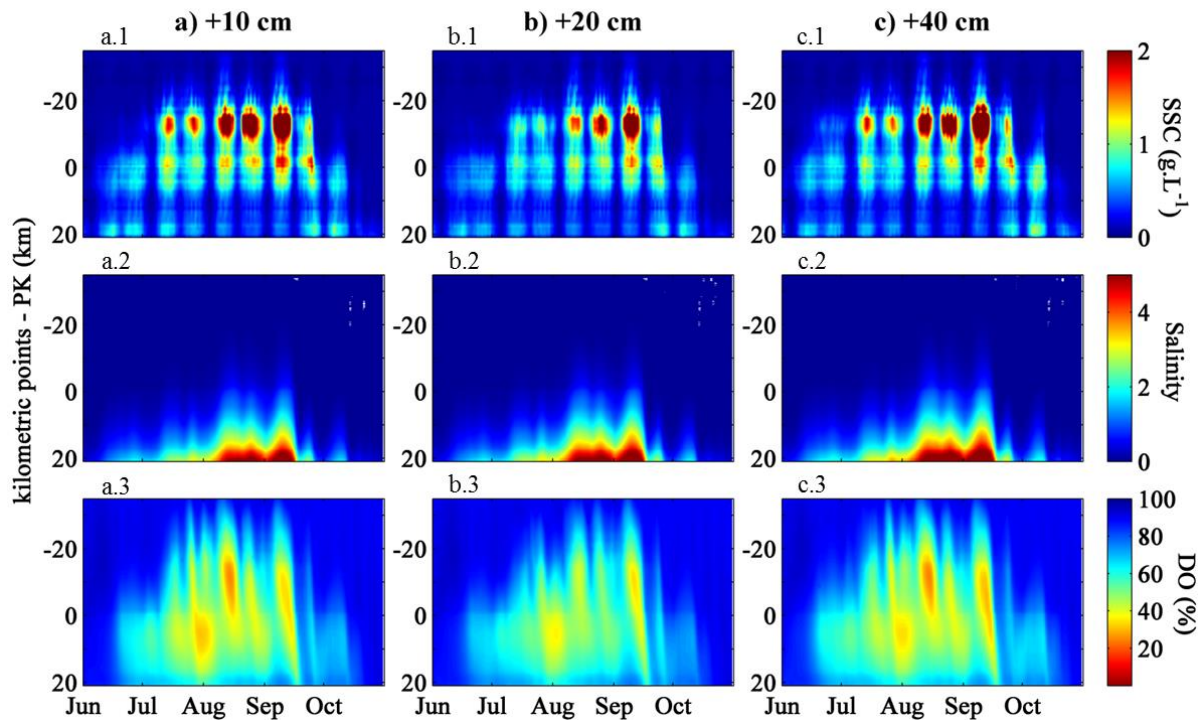


Figure IV.14 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii +10 cm (a), +20 cm (b) et +40 cm (c). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

Les résultats des scénarios n'ont pas permis d'aboutir à une tendance de l'élévation du niveau marin moyen sur l'oxygène. Cependant, les travaux réalisés précédemment avec ce même modèle sur la Gironde (Van Maanen et Sottolichio, 2013) et des tests réalisés sur d'autres estuaires macro-tidaux (Robins et al., 2016) montrent une tendance générale à l'intensification du bouchon vaseux.

1.3.5. Augmentation de la population

La simulation de l'augmentation des rejets urbains de la ville de Bordeaux, traduisant l'accroissement de la population, prévoit des concentrations en l'oxygène similaires à la situation de référence en hiver (janvier à mai), mais inférieures en été (mai à octobre, Figure

IV.15). En effet, le débit de la Garonne étant élevé en hiver, les effluents urbains, même s'ils sont en augmentation, sont déplacés effectivement vers l'aval où ils sont dilués dans les eaux estuariennes, dans de plus larges sections que dans la Garonne (Figure IV.15). A partir du mois de mai, lorsque le BV commence à s'installer à Bordeaux, l'oxygène est systématiquement inférieur à la situation de référence. A Bordeaux, le modèle prévoit 3 jours supplémentaires d'hypoxie, et une concentration minimum de 5 %sat plus faible que la référence (Tableau IV.2). A Portets, le modèle prévoit un jour supplémentaire d'hypoxie. L'impact des rejets urbains supplémentaires à Bordeaux est donc ressenti jusqu'à Portets, même si de manière relativement faible. A partir de la fin du mois d'octobre, en raison des crues automnales, le noyau du BV est repoussé à nouveau vers l'aval, et la concentration de l'oxygène redevient quasiment identique avec les rejets urbains actuels ou futurs.

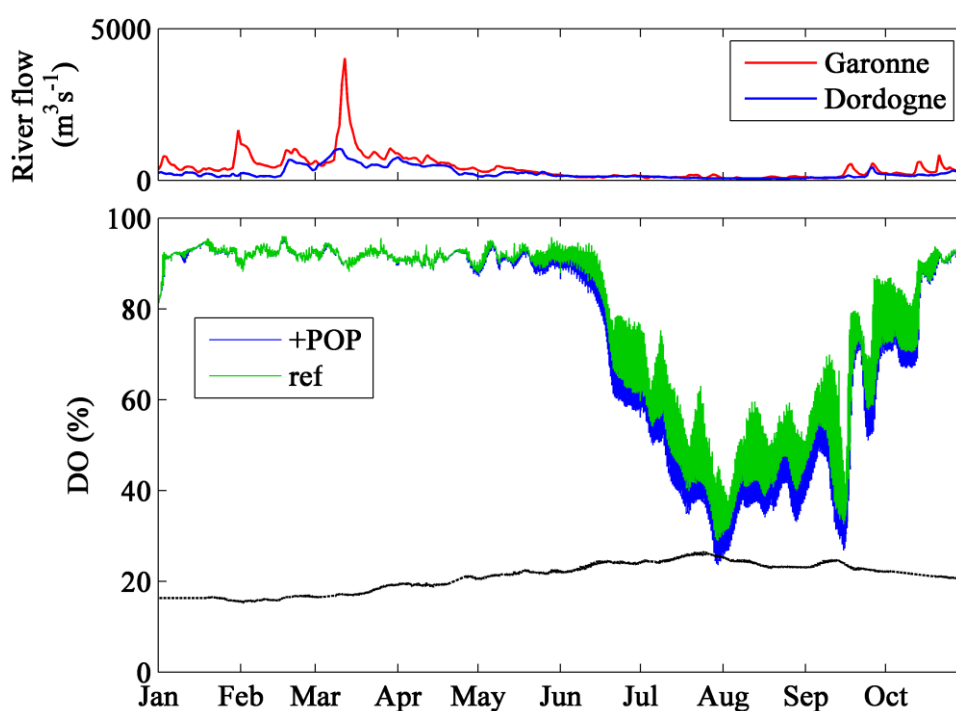


Figure IV.15 : En haut, l'évolution temporelle du débit de la Garonne (rouge) et la Dordogne (bleu). En bas, l'évolution temporelle de l'oxygène à Bordeaux avec les rejets de 2006 (vert) et avec une augmentation de la population (c.à.d. rejets de 2006 sont augmentés de 50%, bleu).

De manière logique, les flux biogéochimiques dans la zone de Bordeaux (Figure IV.16) montrent pour le scénario +POP une augmentation de la consommation d'oxygène par la dégradation de la MO provenant des rejets urbains de près de 50% et une augmentation de 40% de la nitrification, tandis que la consommation d'oxygène due aux apports du bassin versant reste constante. Quant à la consommation totale de l'oxygène, elle augmente de 22%.

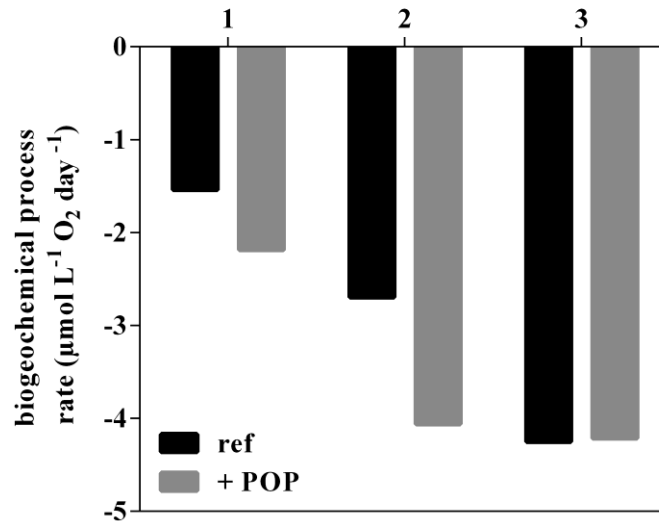


Figure IV.16 : Moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii de référence (ref) et d'augmentation de population (+POP). 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).

Ainsi, l'impact de la croissance démographique de la ville de Bordeaux sur l'oxygène n'est pas négligeable, mais tout de même relativement modeste par rapport aux impacts de la température et du débit d'étiage (Tableau IV.2). Le modèle indique néanmoins qu'il sera nécessaire d'améliorer le traitement des eaux dans les STEP et d'optimiser le réseau d'assainissement pour éviter les déversements directs d'eaux usées en milieu naturel, ceci non seulement pour compenser l'augmentation de population à venir, mais surtout pour parer aux impacts futurs du réchauffement de l'eau et des étiages.

1.3.6. Combinaison de différents scénarii à l'horizon 2050 et 2100

Afin de compléter l'étude de l'impact des changements climatiques sur l'oxygénation des eaux de la Garonne, des scénarii de projections de l'évolution de l'oxygène en 2050 et en 2100 ont été étudiés :

- 2050 : la température de 2006 est élevée de 2°C, le débit de la Garonne est maintenu à $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15 juillet au 30 septembre, le niveau marin est élevé de 20 cm et les rejets urbains sont augmentés de 50% ;
- 2100 : la température de 2006 est élevée de 5°C, le débit de la Garonne est maintenu à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15 juillet au 30 septembre, le niveau marin est élevé de 40 cm et les rejets urbains sont augmentés de 50%.

Pour le scénario 2050 les résultats montrent une chute des concentrations en oxygène autour de Bordeaux (Figure IV.17), qui se traduit par une augmentation du nombre de jours d'hypoxie (29 jours, Tableau IV.2). L'hypoxie en amont est moins marquée car le BV est relativement peu concentré et l'apport d'eaux fluviales permet la ré-oxygénation de la zone de Portets, où l'hypoxie n'est pas atteinte (Tableau IV.2).

Le scénario 2100 montre une chute de l'oxygène sur toute la Garonne (Figure IV.17). Le nombre de jours d'hypoxie augmente significativement sur Bordeaux et Portets (91 et 78 jours respectivement, Tableau IV.2). Le débit estival de $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ provoque la remontée du bouchon vaseux très en amont de Portets, et voit sa concentration augmenter. Les concentrations d'oxygène sur la Garonne sont très faibles et atteignent pratiquement l'anoxie : les minima à Bordeaux et Portets sont inférieurs à $0,3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. De plus la ré-oxygénation des eaux amont avec les eaux fluviales est atténuée. L'hypoxie s'étend sur près de 40 km sur toute la saison estivale, une « zone morte » pourrait alors apparaître (Diaz et Rosenberg, 2008), causant une catastrophe écologique sur la Garonne.

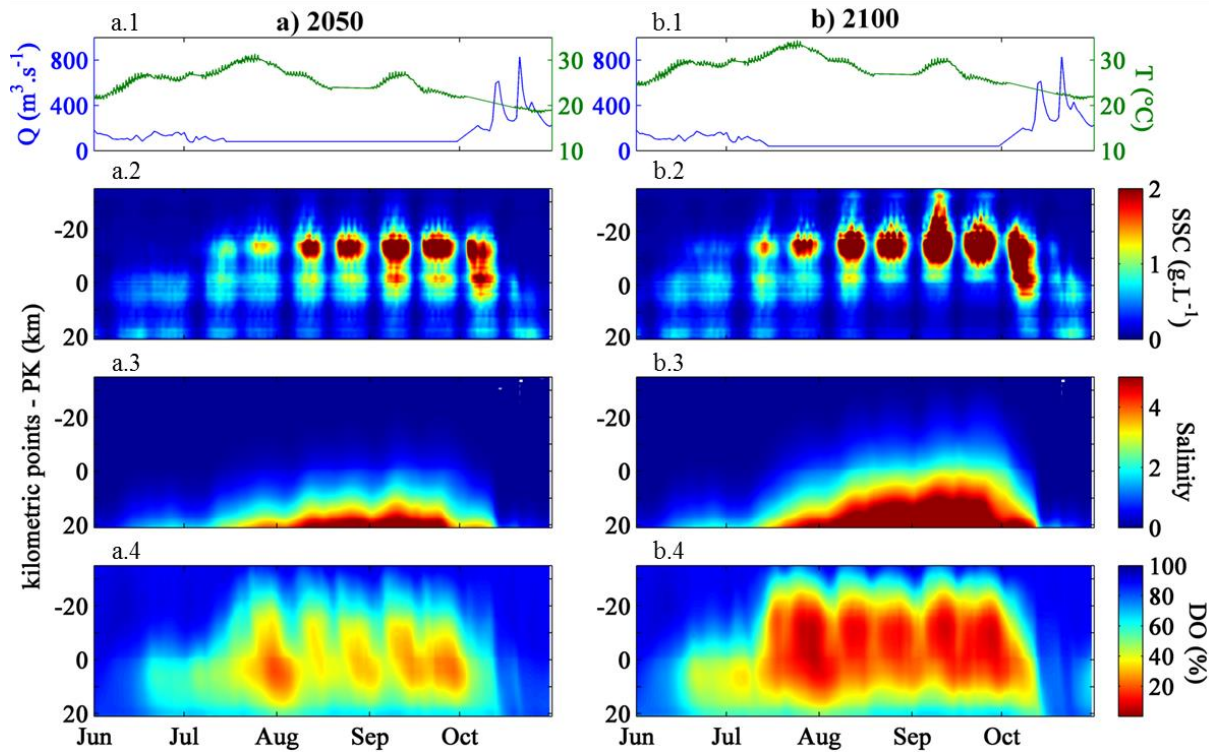


Figure IV.17 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii 2050 (a) et 2100 (b). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

Les flux de consommation d'oxygène sur la zone de Bordeaux et Portets montrent une augmentation significative de la nitrification par effet cumulé de la température et de l'augmentation des rejets (Figure IV.18). La dégradation de la MO urbaine augmente pour le scénario 2050, tandis qu'il diminue à Bordeaux pour le scénario 2100 (Figure IV.18a). Ceci est dû au fait que les rejets urbains sont déplacés vers l'amont (hors de la zone de calcul) car le débit de la Garonne est plus faible. En effet, la figure IV.17b montre une augmentation de ce flux sur la zone de Portets. Le flux de dégradation de la MO provenant du bassin versant diminue pour les deux scénarios (Figure IV.18). Cela suggère que moins de matière arrive de l'amont sur la zone de Bordeaux. De même pour Portets dans le cas du scénario de 2100. Finalement, le volume d'eau oxygénée arrivant de l'amont de la Garonne étant plus faible dans le scénario de 2100, les eaux désoxygénées sont moins diluées.

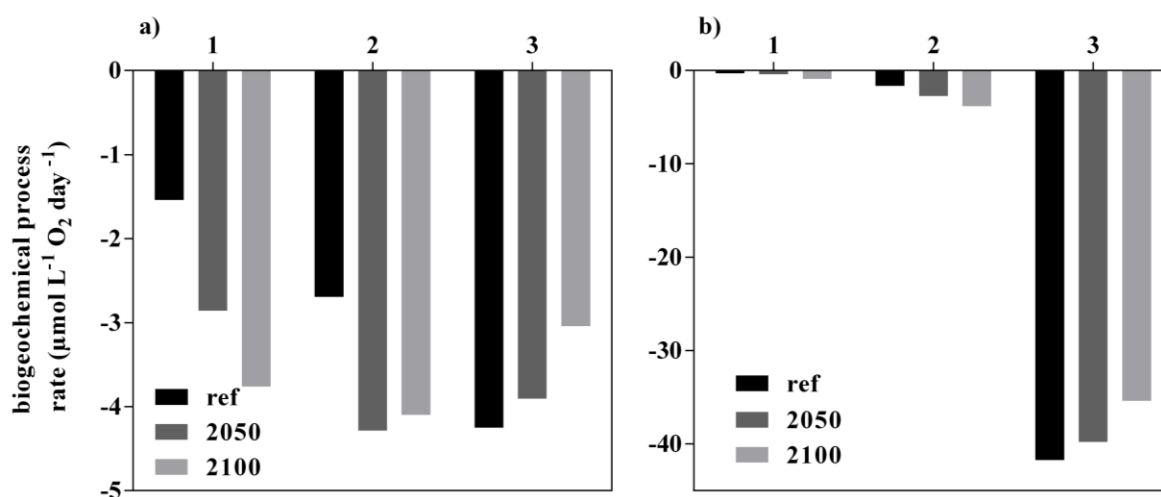


Figure IV.18 : Moyenne estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux (a) et de Portets (b) pour les scénarii de 2050 et 2100 : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).

Ces simulations des effets combinés de la température, du débit d'étiage et des rejets urbains (le niveau marin influençant peu les résultats) indiquent qu'il faut s'attendre à un état critique de l'oxygénation des eaux de la Garonne en 2050 et à un état très critique en 2100. Les simulations précédentes montrent que les deux facteurs prépondérants seront l'augmentation de la température et la diminution des débits d'étiage, tandis que l'augmentation de la population a un effet modeste et que l'augmentation du niveau marin a un effet négligeable. Lorsque ces facteurs se combinent, le modèle aboutit à une dégradation drastique du milieu, lequel serait catastrophique pour l'écosystème de la Garonne, et des « zones mortes » pourraient se former (Diaz et Rosenberg, 2008).

1.4. Bilan des impacts théoriques des changements globaux

Le modèle biogéochimique validé dans le chapitre précédent se révèle particulièrement utile pour comprendre et simuler les changements à venir de l'oxygénation des eaux de la Garonne.

Les eaux de la Garonne sont fortement impactées par les variations des forçages liés aux changements globaux. Les résultats des scénarii indiquent un impact très fort de la température et des débits d'étiage. Lorsqu'ils sont combinés à un accroissement des rejets urbains et à une élévation du niveau marin moyen, un état catastrophique de la qualité de

l'eau est atteint à l'horizon 2100 : une hypoxie estivale permanente entre Bordeaux et Portets, atteignant des concentrations proches de l'anoxie. Le modèle permet de distinguer la contribution d'une part du bouchon vaseux sur l'hypoxie, qui favorise les processus hétérotrophes (Goosen et al., 1999), et d'autre part des rejets urbains qui accentuent les chutes d'oxygène sur la zone de Bordeaux.

Comme le montrent Schmidt et al. (2016a), les chutes d'oxygène dans la Garonne tidale sont liées aux températures élevées et aux débits faibles. L'augmentation de la température accélère les processus de dégradation de la matière organique (Conley et al., 2009 ; Lehmann et al., 2014). Schmidt et al. (2016a) montrent qu'une augmentation de 2°C permettrait difficilement de maintenir les teneurs en oxygène au-dessus de 5 mg.L⁻¹, le seuil objectif du SAGE Estuaire de la Gironde. La diminution du débit fluvial a pour conséquence d'une part, l'intensification du bouchon vaseux et son déplacement vers l'amont (Jalón-Rojas et al., 2015), et d'une autre part l'atténuation de la dilution de la masse d'eau par l'eau fluviale bien oxygénée.

L'impact de la croissance démographique de la ville de Bordeaux sur l'oxygène n'est pas négligeable non plus, et accentue l'hypoxie à Bordeaux. Les résultats de l'impact de l'élévation du niveau moyen marin n'ont pas permis de distinguer une tendance sur l'oxygène. Toutefois, l'effet particulier du niveau marin sur les caractéristiques de la marée et des courants, et les ajustements morphologiques qui en découlent, n'ont pas été abordés par la modélisation. Pour étudier l'effet du niveau marin, l'ajout d'une modélisation morpho-dynamique est indispensable.

Finalement, le modèle souligne la nécessité de définir des actions de gestion pour éviter le développement d'une « zone morte », qui perturberait la faune benthique et pélagique (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008), et deviendrait une source de gaz à effet de serre (Howarth et al., 2011 ; Naqvi et al., 2010). Dans la partie suivante, des actions de gestion sont testées à partir du modèle.

2. Gestion des hypoxies estivales de l'estuaire de la Gironde

2.1.Introduction

Au vu des prévisions des conditions d'oxygénation des eaux de la Garonne pour les années à venir, des solutions de gestion doivent être envisagées afin de préserver la qualité de l'écosystème. La gestion des hypoxies dans un système fluvio-estuarien hyper-turbide, où plusieurs processus interagissent (température, débits fluviaux, rejets urbains, turbidité) est complexe. Il n'est pas techniquement possible de prévenir l'augmentation de la température et du niveau moyen marin, et les seuls facteurs sur lesquels il sera possible d'intervenir dans le futur sont le soutien des débits d'étiage de la Garonne et la gestion des rejets urbains de Bordeaux Métropole (Schmidt et al., 2016a).

Améliorer le traitement des eaux urbaines afin de déverser un minimum de matière organique et d'ammonium est une priorité. Par exemple sur la Seine, la construction d'une STEP en aval de Paris a permis d'améliorer significativement l'oxygénation des eaux qui étaient auparavant hypoxiques (Billen et al., 2001). De même, sur l'estuaire de l'Escaut et de la Tamise, une nette amélioration de la qualité de l'eau a été observée ces dernières décennies depuis l'installation ou la modernisation des systèmes d'épuration (Andrews et Rickard, 1980 ; Soetaert et al., 2006). Cependant, lors d'événements pluvieux soudains, les problèmes de qualité de l'eau peuvent persister, aussi bien sur la Seine que sur la Tamise (Even et al., 2007a ; Mouchel et al., 1994 ; Tinsley, 1998). Les grandes villes européennes sont principalement dotées de réseaux de collecte de type unitaire (mélangeant eaux pluviales, eaux usées domestiques et eaux industrielles), associés à des stations d'épuration dont la capacité est généralement insuffisante pour traiter l'ensemble des effluents en cas de fortes pluies. Par conséquent, lors d'épisodes pluvieux intenses les réseaux sont saturés, entraînant des rejets directs dans le milieu naturel. Les nouvelles réglementations sur les rejets urbains par temps de pluie ont incité de nombreuses agglomérations à optimiser la gestion de leurs effluents. Au début des années 2000, aux États-Unis, l'Environmental Protection Agency a établi une stratégie visant à maîtriser les capacités de transport et de stockage des eaux pluviales excédentaires, avec la mise en place d'une gestion en temps réel (GTR) via un réseau de capteurs, contrôleurs et systèmes de transmission de données (EPA, 2006 ; Gonwa, 1993). Ce système de contrôle en temps réel a été développé sur plusieurs villes comme Québec (Pleau et al., 2005) , Tokyo (Maeda et al., 2002) et une partie du réseau de Paris

(Even et al., 2007a). Sur la Tamise, les études menées afin d'identifier les moyens d'améliorer la qualité de l'eau ont abouti à une autre solution : la construction d'un émissaire de 24 km sous le fleuve qui transfère les effluents vers une STEP située plus en aval. Ces travaux sont en cours et devraient prendre fin en 2023 (Thames Tideway Tunnel, www.tideway.london). Ce type de solution est aussi en cours sur Stockholm (www.stockholmvatten.se) et Helsinki (www.hsy.fi).

En 2011, la métropole de Bordeaux a réhabilité la station d'épuration de Louis Fargue, qui aujourd'hui a la même capacité de traitement que Clos de Hilde. Depuis 2013, la Lyonnaise des Eaux met en œuvre un outil de Gestion Dynamique (GD) des effluents afin de réduire les rejets urbains par temps de pluie du bassin de collecte de la STEP Louis Fargue, dont 60% est unitaire (Andréa et al., 2013). La GD consiste à utiliser, lors des épisodes pluvieux, les capacités de stockage des bassins de rétention pour maintenir ces volumes d'eaux supplémentaires, qui sont ensuite traités dans la STEP. Cette gestion se fait à l'aide d'un dispositif de contrôle en temps réel de l'état du réseau afin de réguler le débit transféré vers les STEPs et en limitant les débordements. Les performances annuelles observées montrent que les volumes déversés ont été réduits de 30% en 2013 et de 40% en 2014 et 2015 (Robitaille et al., 2016).

La disponibilité en eau sur le bassin versant est un second problème de l'estuaire de la Gironde (Etcheber et al., 2013). En période d'étiage, une solution envisageable serait d'augmenter les débits fluviaux pour limiter la remontée amont du bouchon vaseux et pour apporter un volume supplémentaire d'eau fluviale oxygénée. Le long du bassin versant de la Garonne, les barrages hydro-électriques retiennent de l'eau, tandis que l'agriculture en utilise en été pour l'irrigation. Afin de maintenir le débit de la Garonne, il est envisageable de libérer une quantité d'eau stockée dans les barrages, ou bien de limiter l'irrigation en cas de risque d'hypoxie dans la Garonne estuarienne. C'est déjà le cas sur la Garonne, le soutien d'étiage est assuré par le SMEAG (Syndicat Mixte d'Études et d'Aménagement de la Garonne) ; il consiste à ajouter à l'écoulement, trop faible, un débit supplémentaire obtenu en déstockant l'eau retenue dans les barrages. L'objectif est de maintenir un débit de $110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (à Tonneins, Figure IV.22) pour assurer le bon fonctionnement de l'environnement aquatique. Le volume d'eau mobilisable en été par l'ensemble les barrages de la Garonne est de 58 millions de m^3 ou 58 hm^3 (www.smeag.fr), ce qui correspond à un débit théorique supplémentaire de $95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant une semaine.

Dans la deuxième partie de ce chapitre, nous évaluons à l'aide du modèle l'efficacité d'une optimisation de la gestion des rejets urbains d'une part, et celle des stratégies de soutien d'étiage d'autre part. L'objectif est d'identifier, à partir du modèle biogéochimique, des solutions qui seraient envisageables pour minimiser l'hypoxie estivale de la Garonne estuarienne.

2.2. Les scénarii

Afin d'évaluer les différents types de solutions de gestion pour améliorer l'état de l'oxygène des eaux de la Garonne, nous partons, comme dans la 1^{ère} partie, d'une simulation de référence correspondant à une situation extrême, choisie afin d'évaluer l'intérêt de chaque type de solution. La simulation de référence utilise comme forçages la température, les débits fluviaux et les rejets urbains de 2006, année sèche et chaude. Le débit de la Garonne, en étiage sévère est maintenu constant à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09, et le niveau marin moyen est de 3,24 m (Figure IV.19).

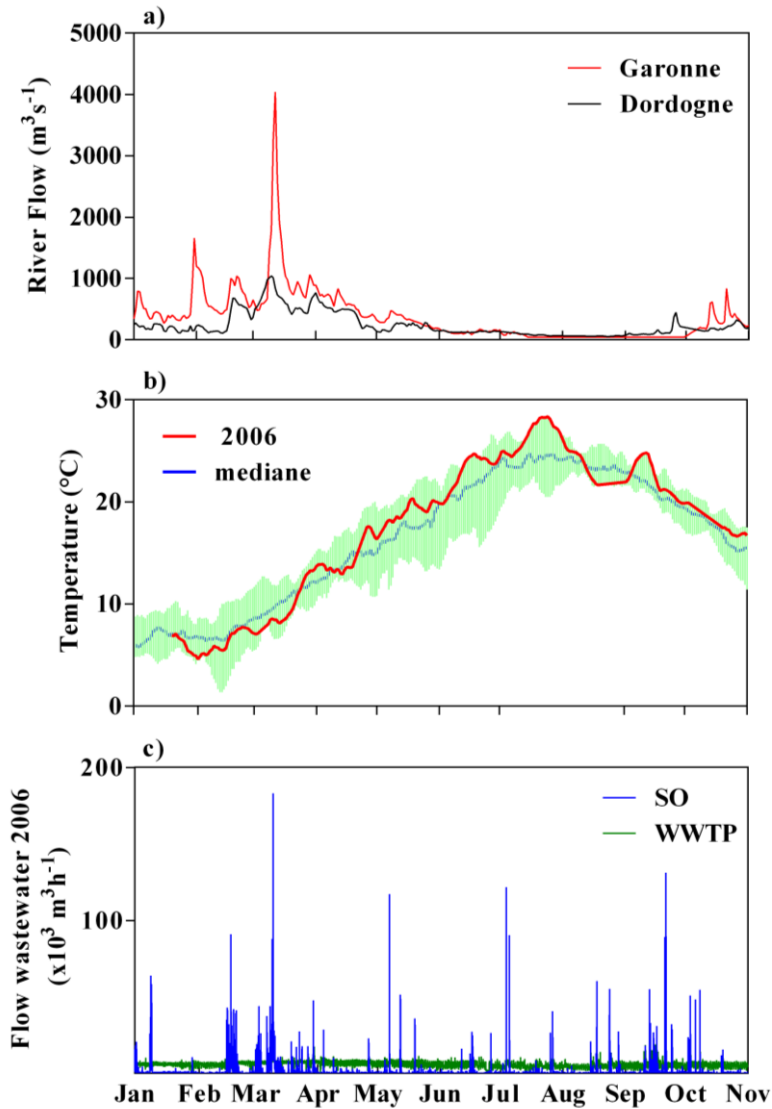


Figure IV.19 : Simulation de référence : évolution journalière des débits fluviaux (a), de la température (b) et des débits rejetés par les STEPs et DOs (c). La température médiane est calculée sur la période 2005 à 2015 (courbe bleue) et l'enveloppe verte représente les minima et les maxima.

L'efficacité de deux types d'interventions est testée : une meilleure gestion des rejets urbains et un soutien d'étiage grâce aux barrages situés en amont. Tous les scénarii ont comme base la simulation de référence (Figure IV.19), où sont modifiés soit le débit de la Garonne, soit les quantités de rejets urbains (Tableau IV.5). Les scénarii sont réalisés sur 10 mois, du 1^{er} janvier au 31 octobre.

2.2.1. Action 1 : Gestion des rejets urbains

Trois types d'action ont été testés : la réhabilitation de la STEP Louis Fargue, la diminution des rejets d'eaux usées provenant des déversoirs d'orage et le déplacement de la position des rejets urbains en aval de Bordeaux.

- **Action 1.0 : Amélioration de traitement de la STEP Louis Fargue**

Pour évaluer l'efficacité de la réhabilitation de la STEP Louis Fargue qui a eu lieu en 2011 et la mise en place de la gestion dynamique en 2013, les rejets urbains de 2014 sont comparés aux rejets urbains de 2006 (Tableau IV.3). Aujourd'hui, la STEP Louis Fargue a la même capacité de traitement que la STEP Clos de Hilde (voir tableau des concentrations dans Tableau I.2, Lanoux 2013).

Tableau IV.3 : Quantité annuelle de COP, COD et NH_4^+ déversée par les STEPs (CH=Clos de Hilde et LF= Louis Fargue) et les déversoirs d'orage (DO) en 2006 et 2014.

		2006	2014
STEP CH (tC-N.an ⁻¹)	COP	117	205
	COD	147	258
	NH₄⁺	354	620
STEP LF (tC-N.an ⁻¹)	COP	726	333
	COD	510	419
	NH₄⁺	925	1006
DO (tC-N.an ⁻¹)	COP	733	790
	COD	145	156
	NH₄⁺	29	31

- **Action 1.1 : Réduction des déversements des déversoirs d'orage**

Dans le but d'améliorer la gestion dynamique sur Bordeaux, une réduction des débits rejetés par les déversoirs d'orage, qui sont ensuite ajoutés aux débits des STEPs est évaluée.

Cinq scénarii ont donc été réalisés en retirant, 10, 20, 30, 40 et 50% du débit des déversoirs d'orage, en les transférant en sortie de STEP, et en leur appliquant les concentrations moyennes de l'eau traitée. La figure IV.20 montre la différence des débits déversés par les déversoirs d'orage et les STEPs lorsque que l'on applique une réduction de 50% des rejets des déversoirs d'orage. Le principe de la gestion dynamique conduit donc à diminuer les quantités de COP, COD et NH_4^+ rejetées par les déversoirs d'orage et à les augmenter pour les STEPs, mais à diminuer les rejets totaux (Figure IV.20, Tableau IV.4).

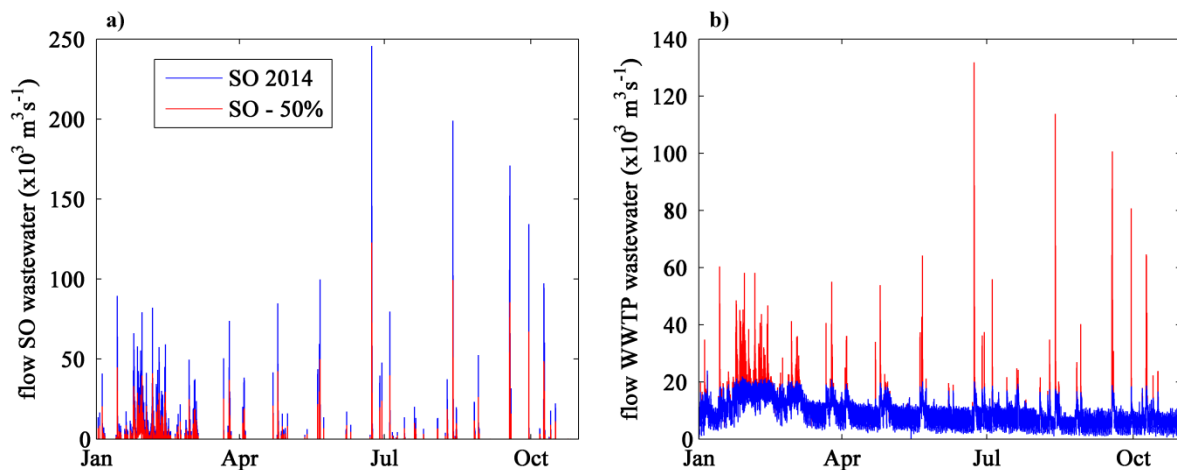


Figure IV.20 : Débits d'eaux urbaines déversées par les déversoirs d'orage et les STEPs (b) pour les rejets de 2014 (bleu) et lors d'une réduction de 50% des rejets des déversoirs d'orage (rouge).

Tableau IV.4 : Quantité annuelle de COP, COD et NH_4^+ déversée par les STEPs (CH=Clos de Hilde et LF= Louis Fargue), les déversoirs d'orage (DO) et totaux pour chaque scénario de réduction de rejets des déversoirs d'orage (DO).

		RU 2014	RU 2014 – 10 % DO	RU 2014 – 20 % DO	RU 2014 – 30 % DO	RU 2014 – 40 % DO	RU 2014 – 50 % DO
STEP CH (t C-N.an⁻¹)	COP	205	207	209	211	213	215
	COD	258	261	263	266	268	271
	NH₄⁺	620	626	632	638	644	650
STEP LF (t C-N.an⁻¹)	COP	333	339	344	349	354	360
	COD	419	425	432	439	445	452
	NH₄⁺	1006	1023	1039	1055	1071	1087
DO (t C-N.an⁻¹)	COP	790	711	632	553	474	395
	COD	156	140	125	109	94	78
	NH₄⁺	31	28	25	22	19	16
TOTAL (t C-N.an⁻¹)	COP	1328	1257	1185	1113	1041	970
	COD	833	826	820	814	807	801
	NH₄⁺	1657	1677	1696	1715	1734	1753

• **Action 1.2 : Déversements des rejets urbains en aval de Bordeaux**

Dans ce scénario, les points des rejets de 2014 des STEPs et des DOs sont déplacés vers l'aval de Bordeaux de manière à simuler la construction d'un émissaire. Deux scénarii sont testés (Figure IV.21) :

- déversement à Parempuyre : au PK15
- déversement à Bec d'Ambès : au PK25

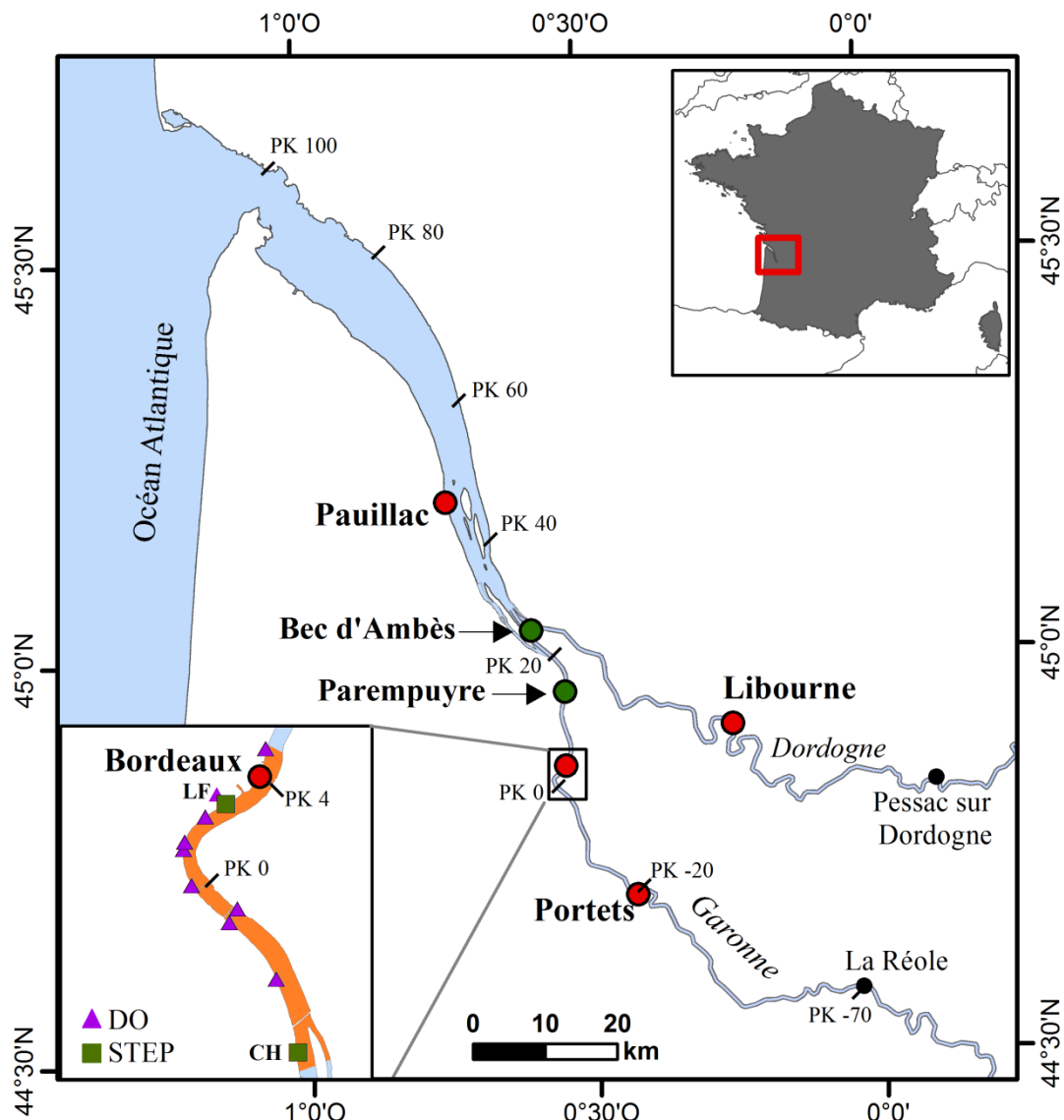


Figure IV.21 : Carte de l'estuaire de la Gironde. Les distances sont notées en point kilométrique (PK). Les points verts représentent les points de rejets simulés : PK15=Parempuyre et PK25=Bec d'Ambès. Les points rouges représentent les 4 stations MAGEST : Libourne, Portets (PK-20), Bordeaux (PK4) et Pauillac. Les triangles violets représentent la position des déversoirs d'orage (DO) et les carrés verts la position de stations d'épuration (STEP). La zone orange représente la zone de Bordeaux, où sont calculés les flux biogéochimiques.

2.2.2. Action 2 : Soutien d'étiage par les barrages

L'amont de la Garonne est équipé de 6 barrages, qui peuvent mobiliser au total 58 millions de m³ d'eaux (Figure IV.22). Sur la Garonne, un soutien d'étiage est mis en place (pris en charge par le SMEAG) afin de réduire la remontée du BV en amont et de diluer les eaux hypoxiques avec les eaux oxygénées de l'amont. Ici, différents types de soutien d'étiage sont évalués.

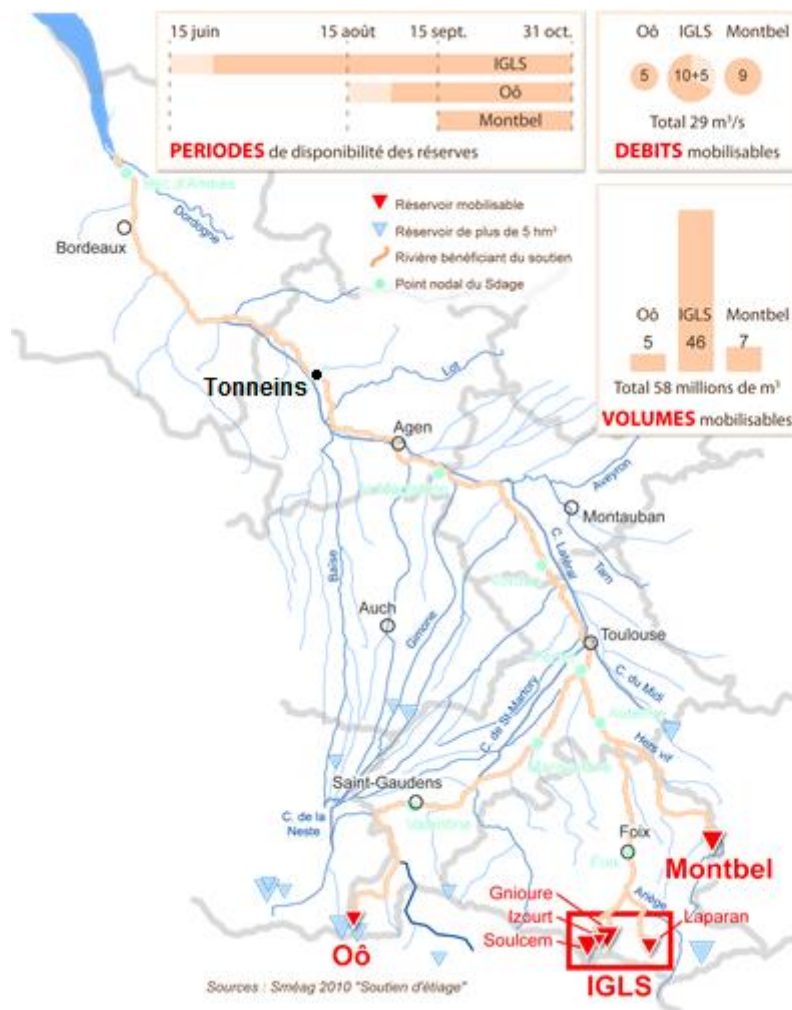


Figure IV.22 : Carte du bassin versant de la Garonne, illustrant le dispositif du soutien d'étiage (SMEAG).

- Action 2.1 : Soutien d'étiage sur une longue durée

Un lâcher d'eau type « soutien d'étiage long » est réalisé pour prévenir les épisodes d'hypoxie. Le volume disponible dans les barrages étant de 58 hm³, 3 différents types de soutien d'étiage sont simulés :

- un débit supplémentaire de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant 67 jours, soit un débit de la Garonne de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$;
- un débit supplémentaire de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant 33 jours, soit un débit de la Garonne de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$;
- un débit supplémentaire de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant 22 jours, soit un débit de la Garonne de $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Ces débits supplémentaires sont ajoutés le 15 juillet, lorsque le débit est inférieur à $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (durant la période d'étiage fixée à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15 juillet au 30 septembre).

- **Action 2.2 : Soutien d'étiage sur une courte durée**

Un lâcher d'eau type « soutien d'étiage court », est réalisé pour parer à une période d'hypoxie marquée en été (fin juillet 2006 pour la situation de référence). Le lâcher dure 3 jours et a lieu soit en conditions de vive-eau le 27 juillet, soit en conditions de morte-eau le 3 août. Le volume disponible dans les barrages étant de 58 hm^3 , 3 différents types de lâchers d'eaux sont testés : des débits de $100, 200$ et $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur une durée de 3 jours, soit des volumes respectifs de $16, 41$ et 93 hm^3 . Les lâchers de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sont réalisables avec les capacités de stockage actuelles dans les barrages, tandis que celui de $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nécessiterait de doubler la capacité de stockage pour les années à venir.

Tableau IV.5 : Forçages des différents scénarii simulés par le modèle

	Température	Débits fluviaux	Hauteur d'eau	Débits rejets urbains
Référence	T 2006	$Q_{ref} = Q_{G/D} 2006 + Q_G = 40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15/07 au 30/09	3,24 m	Q urbains 2006
RU 2014	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014
-10%	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 – 10% DO
-20%	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 – 20% DO
-30%	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 – 30% DO
-40%	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 – 40% DO
-50%	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 – 50% DO
PK15	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 à Parempuyre
PK25	T 2006	Q ref	3,24 m	Q urbains 2014 à Bec d'Ambès
+10 m³.s⁻¹	T 2006	Q ref ; $Q_G < 50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$: + 10 m ³ .s ⁻¹ sur 67 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+20 m³.s⁻¹	T 2006	Q ref ; $Q_G < 50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$: + 20 m ³ .s ⁻¹ sur 33 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+30 m³.s⁻¹	T 2006	Q ref ; $Q_G < 50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$: + 30 m ³ .s ⁻¹ sur 22 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+100 m³.s⁻¹ en VE	T 2006	Q ref ; en VE + 100 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+200 m³.s⁻¹ en VE	T 2006	Q ref ; en VE + 200 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+400 m³.s⁻¹ en VE	T 2006	Q ref ; en VE + 400 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+100 m³.s⁻¹ en ME	T 2006	Q ref ; en ME + 100 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+200 m³.s⁻¹ en ME	T 2006	Q ref ; en ME + 200 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006
+400 m³.s⁻¹ en ME	T 2006	Q ref ; en ME + 400 m ³ .s ⁻¹ sur 3 jours sur la Garonne	3,24 m	Q urbains 2006

2.3. Résultats

Le tableau IV.6 représente les critères d'évaluation calculés pour les actions de gestion sur l'oxygénation des eaux à Bordeaux et à Portets.

Tableau IV.6 : Minimum d'oxygène (saturation) et la température correspondante, et nombre de jours d'hypoxies à Bordeaux et Portets pour chacun des scénarii simulés.

	T(°C)	Bordeaux		T (°C)	Portets		
		Min OD (%)	Nb jours hypoxies		Min OD (%)	Nb jours hypoxies	
Ref	27,4	13,5	13	24,4	8	52	
RU 2014	27,3	16,4	17	24,4	8,5	39	
-10%	27,3	16,5	16	24,4	8,6	38	
-20%	27,3	16,5	16	24,4	8,6	38	
Gestion des rejets urbains	-30%	27,3	16,5	16	24,4	8,6	38
	-40%	27,3	16,6	14	24,4	8,6	37
	-50%	27,3	16,6	13	24,4	8,6	37
	PK 17	26,9	23,5	4	24,4	9,7	33
	PK 25	26,9	26,9	0	24,4	10	32
	+10 m³.s⁻¹	26,9	13,8	13	24,4	12,7	29
	+20 m³.s⁻¹	26,8	15,3	11	24,4	8,3	39
	+30 m³.s⁻¹	26,8	17	11	24,4	8,3	40
Soutien d'étéage	+100 m³.s⁻¹ en VE	26,9	12,3	12	24,4	8,4	48
	+200 m³.s⁻¹ en VE	27,4	14,5	10	24,4	8,3	44
	+400 m³.s⁻¹ en VE	27,7	16,7	5	24,4	9,1	37
	+100 m³.s⁻¹ en ME	27,4	13,5	13	24,4	8,1	52
	+200 m³.s⁻¹ en ME	27,4	13,5	13	24,4	8	51
	+400 m³.s⁻¹ en ME	27,4	13,5	12	24,4	7,9	50

2.3.1. Action 1 : Gestion des rejets urbains

- **Action 1.0 : Amélioration de traitement de la STEP LF**

Depuis sa réhabilitation en 2011, la station d'épuration de Louis Fargue permet de traiter les eaux usées avec la même efficacité que celle de Clos de Hilde. De plus, la gestion dynamique a été mise en place depuis 2013. En 2014 les STEP ont déversé 76,9 millions de m³ d'eau traitée contre 51,2 millions de m³ en 2006. Les déversoirs d'orage ont déversé 10,4 millions de m³ en 2014 contre 9,6 millions de m³ en 2006. Cette différence est due à une pluviométrie différente, l'année 2014 étant plus humide. Les quantités de COP et de COD déversés par la STEP Louis Fargue ont nettement diminué. Pour l'ammonium, on ne voit pas une réduction significative du rejet sur l'année car sa concentration reste encore élevée (Tableau IV.3).

Les résultats du scénario avec les rejets urbains déversés en 2014 montrent à Bordeaux (Figure IV.23) deux périodes où l'oxygène est plus faible que la référence : fin-juin et mi-août. Ces deux périodes correspondent à des déversements d'effluents plus importants en 2014 et ne reflètent pas la meilleure efficacité des traitements des eaux urbaines. Le minimum d'oxygène a lieu fin juillet : 13,5 %sat pour la référence et 16,4 %sat avec les RU 2014, donc une augmentation de 3 %sat. A partir de mi-août l'oxygénation est bien plus élevée avec les rejets de 2014 que ceux de 2006, du fait des plus faibles quantités de matière organique et d'ammonium déversées en 2014, grâce aux traitements plus efficaces.

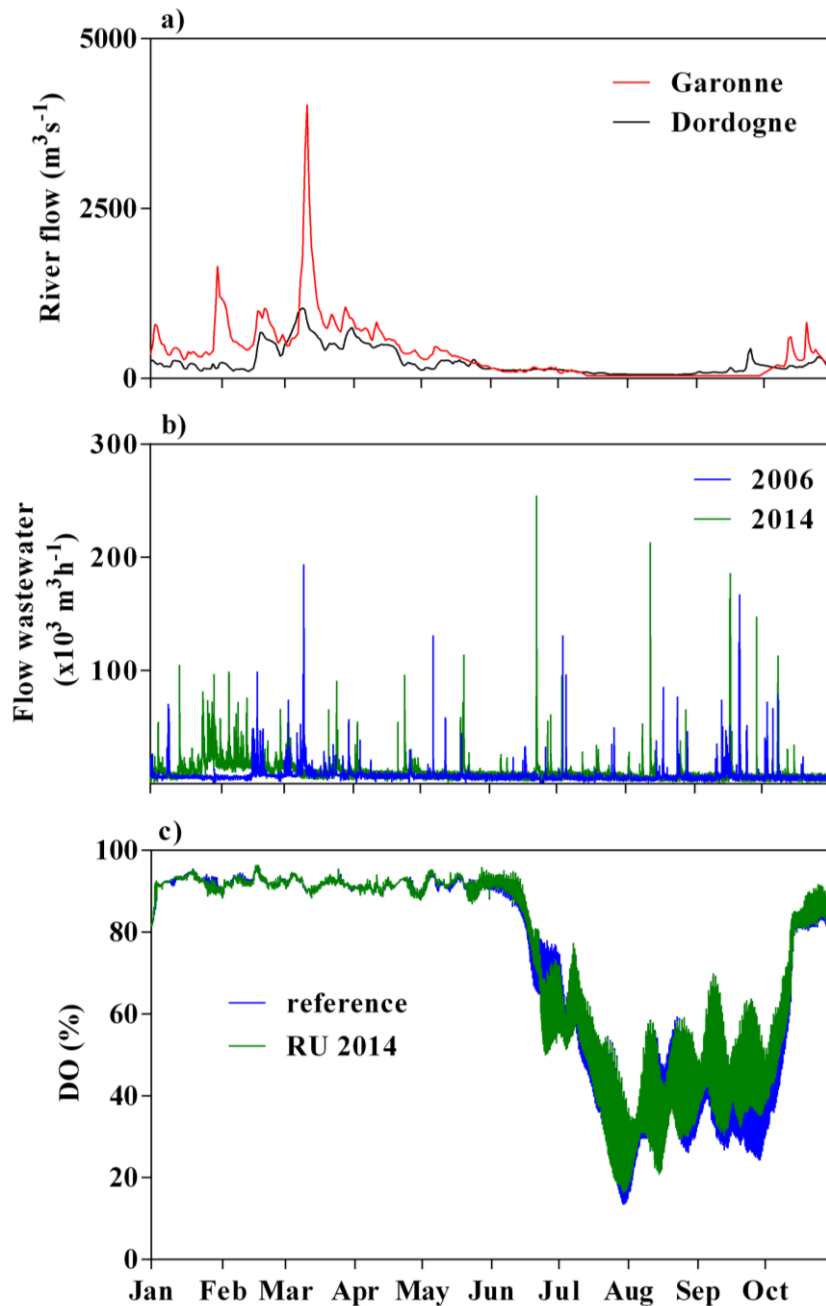


Figure IV.23 : (a) évolution journalière des débits fluviaux, (b) évolution temporelle (toutes les 5 min) des débits déversés par les rejets urbains en 2006 et 2014, (c) évolution temporelle de l'oxygène dissous en % de saturation avec les rejets de 2006 et 2014.

- **Action 1.1 : Diminution des déversements des DOs**

Les scénarii de réduction des débits déversés par les déversoirs d'orage montrent que la valeur du minimum et de la moyenne estivale de l'oxygène ne varient pas d'une simulation à une autre (Tableau IV.6). Ce résultat étonnant s'explique par le fait que les rejets des DOs sont ponctuels et ont un effet relativement court sur l'oxygénation. Cependant, si l'on regarde

l'évolution de l'oxygène à Bordeaux, on remarque que lors d'un déversement d'un déversoir d'orage, l'oxygène a tendance à augmenter lorsque la capacité de traitement des STEP est augmentée (Figure IV.24). Fin juin, un déversement important d'eaux usées a eu lieu, qui s'accompagne d'une chute de l'oxygène. En réduisant le rejet de 10%, la chute d'oxygène pendant les heures qui suivent est d'environ 1 %sat inférieure (Figure IV.24a) ; en le réduisant de 50%, la chute est moins marquée de 5 %sat (Figure IV.24e).

Dans le cas de ces simulations, les forts déversements d'eaux usées (comme celui de fin-juin) ne se sont pas déroulés au moment du maximum de température, lorsque l'hypoxie était la plus marquée (fin-juillet). Si cela avait été le cas, la concentration du minimum d'oxygène aurait été d'autant plus faible. Il reste donc important d'optimiser les déversements des déversoirs d'orage non seulement en réduisant les volumes déversés, mais aussi en effectuant les déversements pendant les périodes les moins critiques, par exemple lorsque le débit de la Garonne est assez fort ($>100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), ou lorsque les températures sont moins élevées ($<25^\circ\text{C}$), de manière à ne pas intensifier la chute de l'oxygène. Finalement, ces scénarii montrent une amélioration ponctuelle de l'oxygène liée à la réduction des déversements.

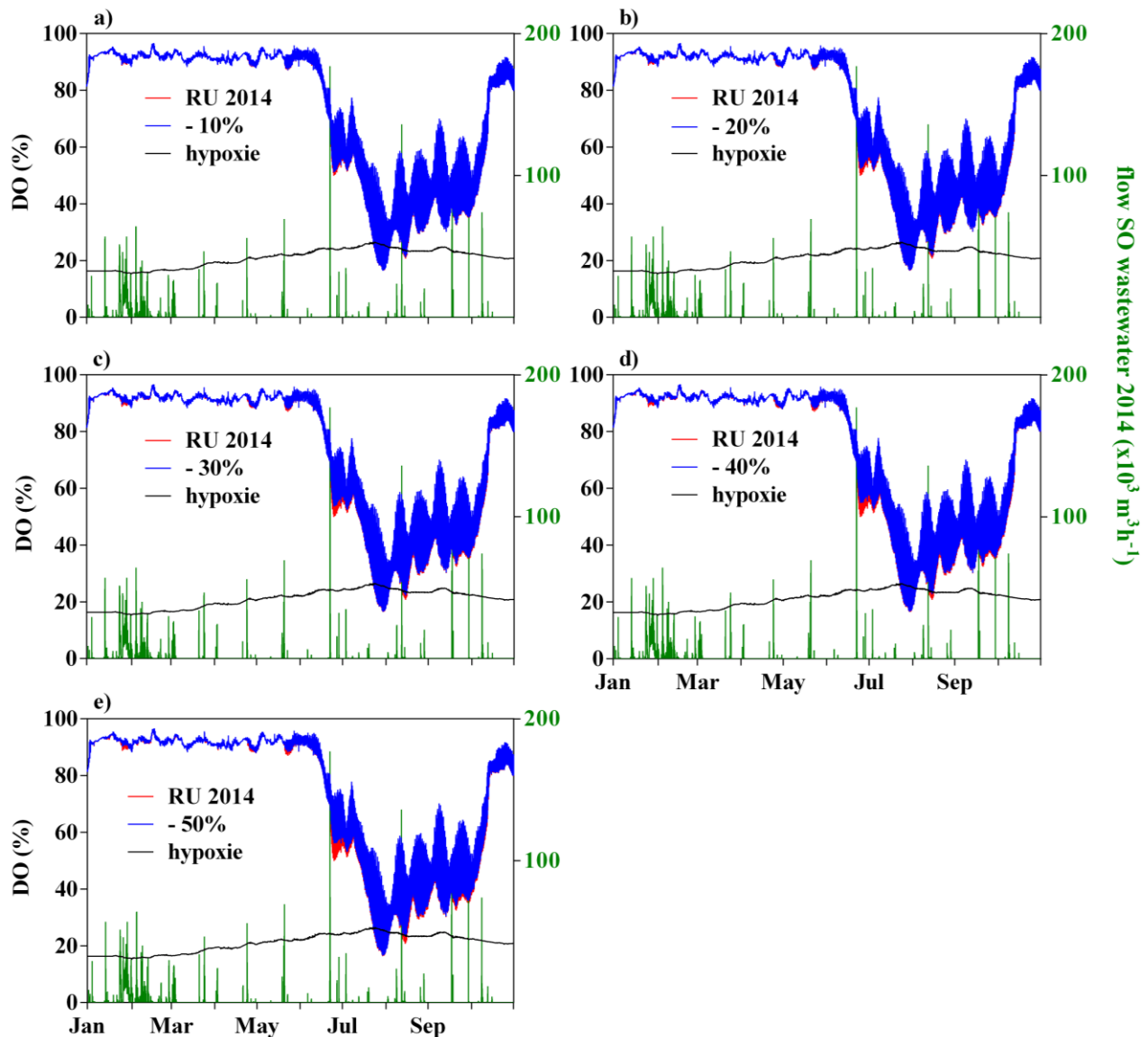


Figure IV.24 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous en % de saturation : en rouge avec les rejets urbains de 2014, et en bleu avec les rejets urbains des déversements d'orage réduits de 10% (a), 20% (b), 30% (c), 40% (d) et 50% (e). En noir la courbe d'hypoxie ($OD=2 \text{ mg.L}^{-1}$) et en vert les débits déversés par les déversements d'orage en 2014.

- **Action 1.2 : Déversements des rejets urbains en aval de Bordeaux**

Les scénarii ont été réalisés en positionnant tous les points des rejets des eaux traitées (STEP) et usées (déversements d'orage) en aval de Bordeaux : à Parempuyre positionné au PK15, et au Bec d'Ambès positionné au PK25 (Figure IV.21). La figure IV.25 montre une diminution de la quantité de COP urbain et d'ammonium sur Bordeaux lorsque les rejets se déplacent vers l'aval. Cela conduit donc à des teneurs d'oxygène plus élevées sur Bordeaux. On pourrait alors penser que les chutes d'oxygène se produisent en aval. Au contraire, les rejets urbains

étant dilués avec les eaux marines, les eaux à Parempuyre et Bec d'Ambès sont mieux oxygénées (Figure IV.26). Bien que l'hypoxie à Bordeaux ait été dissipée, de faibles teneurs en oxygène persistent en amont de la Garonne, principalement à cause du BV qui favorise la dégradation de la MO piégée.

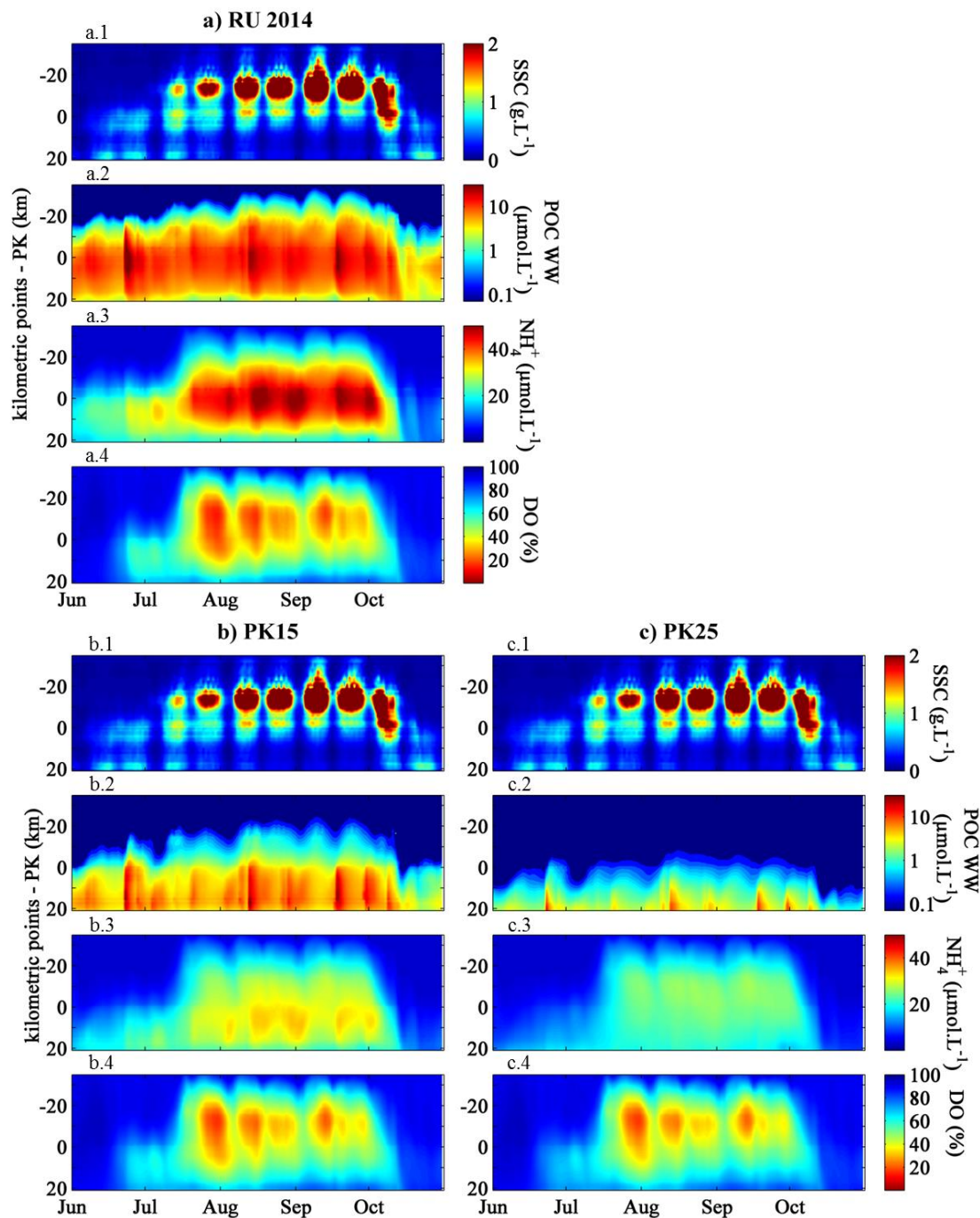


Figure IV.25 : Évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (1) des MES, (2) du COP d'origine urbaine (POC WW), (3) de l'ammonium et (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii de déplacement de rejets urbains : sur la métropole de Bordeaux (a), au PK15 (b) et au PK25 (c). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

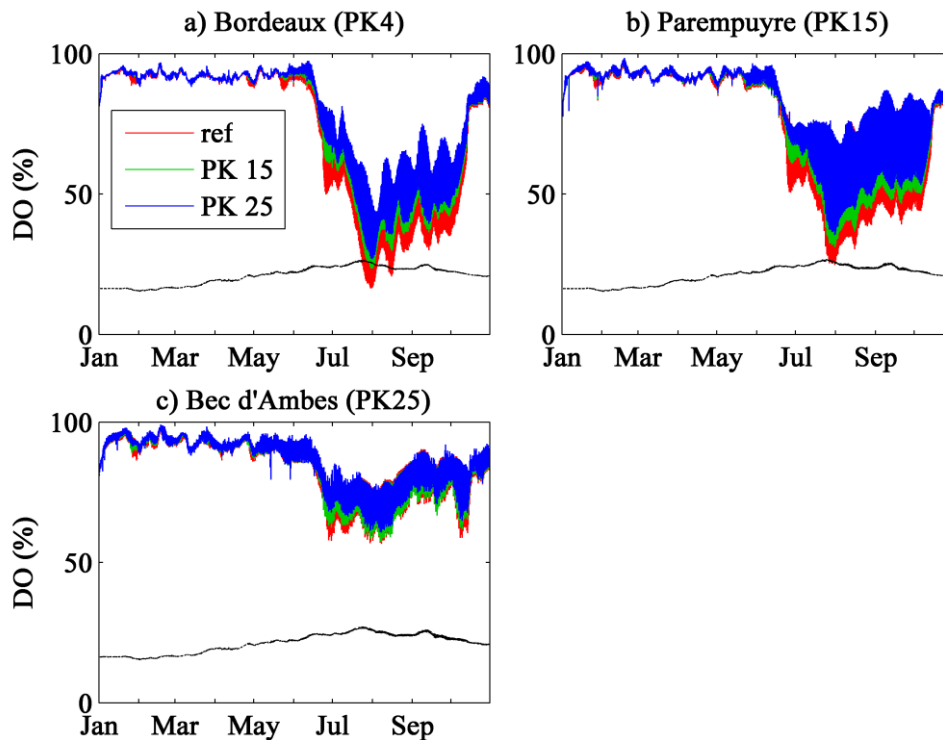


Figure IV.26 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous à Bordeaux (a), Parempuyre (b) et Bec d'Ambès (c) pour des déversements des rejets urbains sur la métropole de Bordeaux (rouge), à Parempuyre (PK15) (vert) et au Bec d'Ambès (PK25) (bleu). En noir la courbe d'hypoxie ($OD=2 \text{ mg.L}^{-1}$).

Les flux biogéochimiques calculés sur la zone de Bordeaux (Figure IV.27) indiquent une diminution de la consommation d'oxygène lorsque l'on déplace les rejets vers l'aval. En effet, la nitrification est 53% plus faible lors d'un déversement au PK15 et 69% plus faible lors d'un déversement au PK25. La dégradation de la MO urbaine, quant à elle, diminue de 60 et 95% pour les rejets au PK15 et PK25. Les effluents urbains étant déplacés vers l'aval (hors de la zone de Bordeaux où sont calculés les flux biogéochimiques), la consommation de l'oxygène par la matière organique provenant de l'amont augmente dans la zone de Bordeaux.

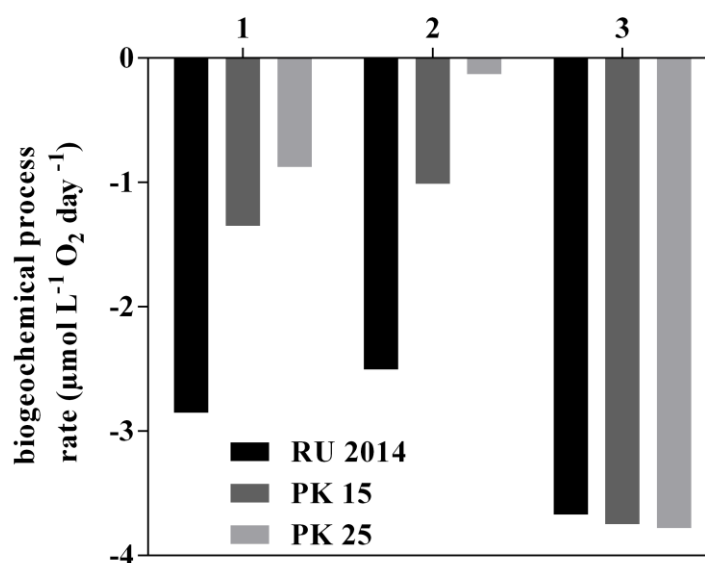


Figure IV.27 : Moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii d'augmentation de la température : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).

Le déversement des eaux traitées et usées en aval de Bordeaux, permet d'améliorer significativement l'état d'oxygénation des eaux de la Garonne. A Bordeaux le minimum d'oxygène augmente de 7 %sat et de 10,5 %sat lors des déversements à Parempuyre (PK15) et à Bec d'Ambès (PK25). Le nombre de jours d'hypoxie diminue considérablement à Bordeaux : 17 jours sont prévus pour le scénario de référence, 4 et 0 jours d'hypoxie sont prévus lorsque l'on déplace les rejets aux PK15 et PK25 respectivement. Cependant, à Portets le nombre de jours d'hypoxie simulés par le modèle reste encore élevé (Tableau IV.6). Dans ce cas, l'hypoxie n'est pas la conséquence des rejets urbains, mais de la présence du bouchon vaseux, et c'est alors la dégradation de la MO provenant des litières qui consomme l'oxygène dans cette zone.

L'intérêt de déplacer les rejets à l'aval, est alors d'éviter de concentrer les effluents dans la zone la plus turbide, et d'éviter ainsi de cumuler la consommation en oxygène par la nitrification, la matière organique urbaine et la matière organique due au bouchon vaseux (COP litières).

2.3.2. Action 2 : Soutien d'étiage par les barrages

- **Action 2.1 : Soutien d'étiage sur une longue durée**

L'impact d'un lâcher d'eaux type « soutien d'étiage long » sur l'oxygène est évalué, en ajoutant un débit supplémentaire au débit naturel pendant une période de l'ordre de quelques semaines à quelques mois. Ces débits supplémentaires sont ajoutés à partir du 15 juillet, lorsque le débit est à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c.à.d. durant la période d'étiage fixée à $40 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ du 15 juillet au 30 septembre) et ont été dimensionnés en fonction du volume d'eau disponible dans les barrages, soit 58 millions de m^3 .

Lorsque le débit augmente, la dilution des eaux estuariennes avec les eaux amont est plus importante (Figure IV.11). Les chutes d'oxygène simulées fin-juillet sur la Garonne, surtout en amont, sont alors réduites (Figure IV.28). Lors d'un apport d'un débit supplémentaire, le nombre de jours d'hypoxie à Bordeaux ne varie pas beaucoup (13 à 11 jours) et plus considérablement sur Portets (de 52 à 29 ; Tableau IV.6). L'apport de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 67 jours d'eaux oxygénées, permet d'améliorer l'oxygénation des eaux sur tout le mois d'août et septembre par rapport à la simulation de référence. Alors le nombre de jours d'hypoxie diminue à Bordeaux (13 jours) et à Portets (29 jours). Le débit additionnel de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durant 33 jours ré-oxygène les eaux de la Garonne sur le mois d'août (Figure IV.28d). Le débit additionnel de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, soit un maintien du débit de la Garonne à $70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant 22 jours, ré-oxygène significativement les eaux en amont autour des PK-5 et PK-20 fin-juillet. Cependant il ne permet pas de maintenir les eaux au-dessus du seuil d'hypoxie le long de la période d'étiage (Figure IV.28d). C'est pour cela que le nombre de jours d'hypoxie ré-augmente à Portets (Tableau IV.6).

Cela traduit donc qu'un soutien d'étiage plus court et plus fort ne permettrait pas de maintenir la concentration d'oxygène au-dessus des seuils critiques tout au long de l'été. De plus, les lâchers d'eaux supplémentaires permettront surtout de limiter la progression du BV vers l'amont et de diluer les eaux désoxygénées avec les eaux fluviales plus riches en oxygène.

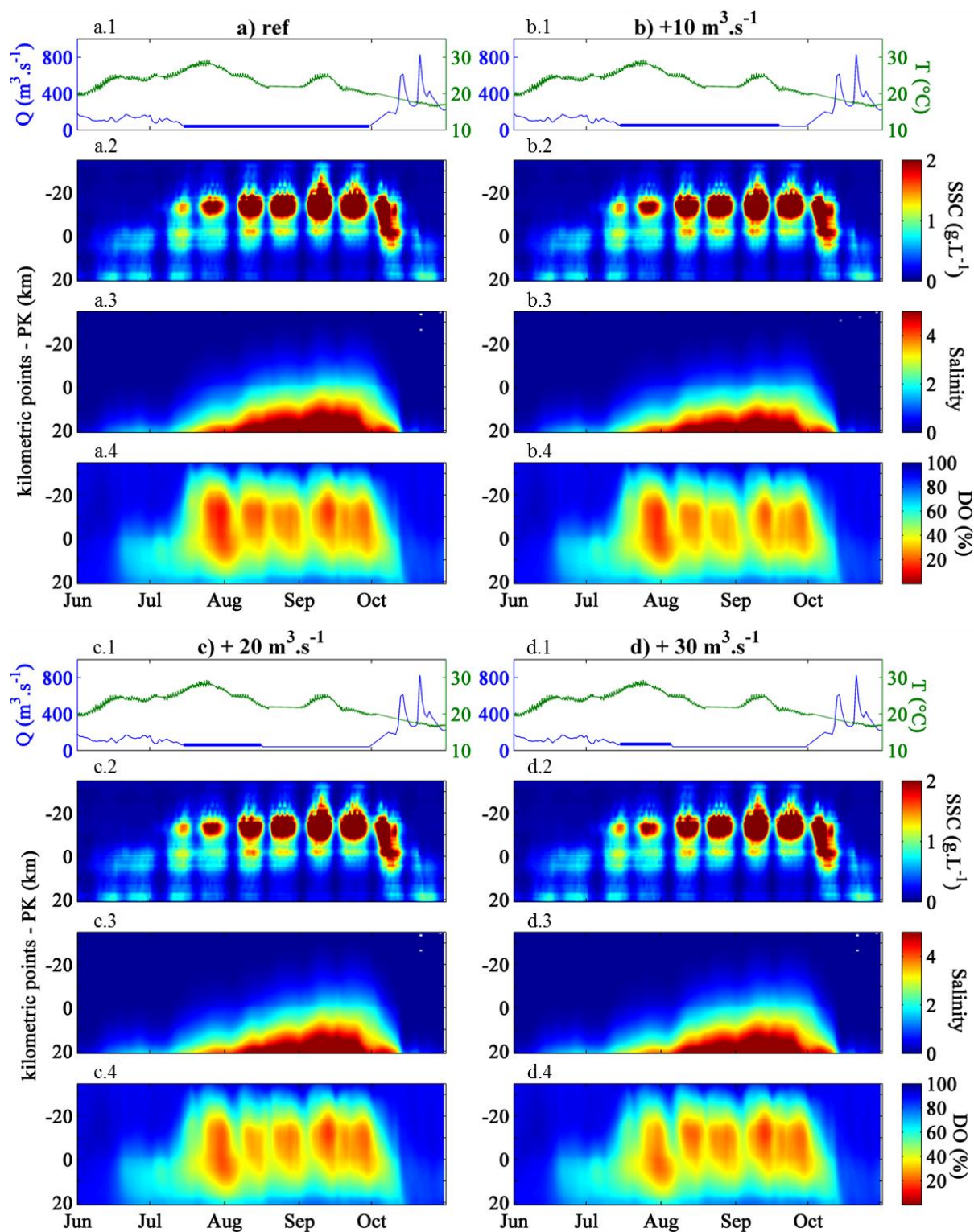


Figure IV.28 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) des MES (2), de la salinité (3) et de la saturation en oxygène dissous (4) le long de la Garonne, pour la référence (a) et les scénarii de soutien d'été long de $+10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 67 jours (b), $+20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 33 jours (c) et $+30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 22 jours. L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.

- **Action 2.2 : Soutien d'étiage sur une courte durée**

Les simulations de lâchers d'eaux du type « soutien d'étiage court » permettent d'évaluer l'efficacité d'une action courte dans le cas d'un épisode d'hypoxie sévère, comme celle qui a eu lieu fin juillet 2006 à Bordeaux lors de la transition des vives eaux aux mortes eaux.

L'apport important d'eaux oxygénées provenant de l'amont par les lâchers de barrages induisent une forte dilution des eaux estuariennes faiblement oxygénées. Le temps de demi renouvellement des eaux est plus rapide à Portets (une journée) qu'à Bordeaux (quelques jours) (Tableau IV.7) ; alors les concentrations en oxygène augmentent plus rapidement sur Portets que sur Bordeaux (Figures IV.29 et IV.30). En effet, dans le cas où les eaux de la Garonne estuarienne sont oxygénées à 30 %sat, le gain d'OD par dilution sur un cycle de marée sera de 2,3 à 8,7 %sat sur Bordeaux, et de 13,2 à 43,8 %sat sur Portets (Tableau IV.7). Considérant seulement l'effet de dilution, les eaux de la Garonne seront ré-oxygénées à 90 %sat, au bout de 1 à 2 jours sur Portets, et de 3 jours à 2 semaines sur Bordeaux, en fonction du débit fluvial.

Tableau IV.7 : Temps de renouvellement de la moitié du volume en heures ($T_{50\%volume}$) et oxygène dissous en %sat calculé par effet de dilution entre les eaux du bouchon vaseux à 30 %sat et les eaux fluviales à 90 %sat à Bordeaux et Portets.

	Bordeaux		Portets	
	$T_{50\%volume}$ (heures)	OD (%sat)	$T_{50\%volume}$ (heures)	OD (%sat)
100 m³s⁻¹	158	32,3	27	43,2
200 m³s⁻¹	80	34,5	15	54,7
400 m³s⁻¹	41	38,7	8	73,8

En période des vives eaux, la zone d'hypoxie se centre en amont de Bordeaux. L'hypoxie est évitée sur Portets lors d'un lâcher d'eaux de 400 m³.s⁻¹. Sur Bordeaux, lors d'un soutien d'étiage court de 200 m³.s⁻¹ et 400 m³.s⁻¹, les eaux passent au-dessus du seuil d'hypoxie plus rapidement que pour un lâcher de 100 m³.s⁻¹ (Figure IV.29). Le nombre de jours d'hypoxie diminue sur Bordeaux et Portets (Tableau IV.6). En mortes eaux, l'hypoxie est centrée sur Bordeaux là où les rejets urbains ont lieu. Les lâchers d'eaux devront être suffisamment forts pour atteindre la zone d'hypoxie et pour ré-oxygéner les eaux (Figure IV.30). L'oxygénation des eaux de la Garonne en morte-eau étant moins défavorable qu'en vive-eau, le nombre de

jours d'hypoxie ne diminue pas (Tableau IV.6), par contre une hausse des concentrations est simulée lors des lâchers d'eaux.

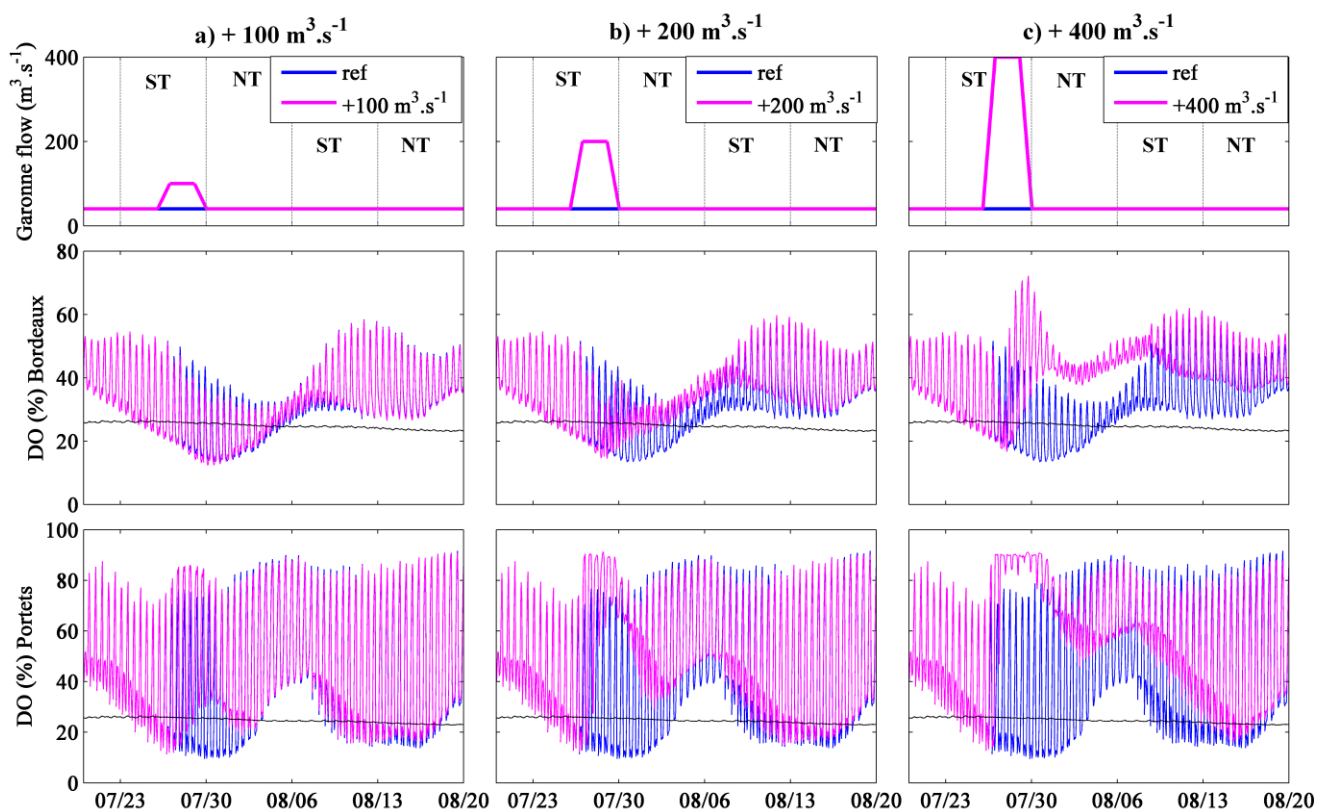


Figure IV.29 : Évolution temporelle du débit de la Garonne (1), de l'oxygène dissous en % de saturation à Bordeaux (2) et à Portets (3) dans les cas de la simulation de référence (bleu) et lors d'un soutien d'étiage court (3 jours) en vive-eau (violet) de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c). La courbe noire représente le seuil d'hypoxie. ST= vive-eau et NT= morte-eau.

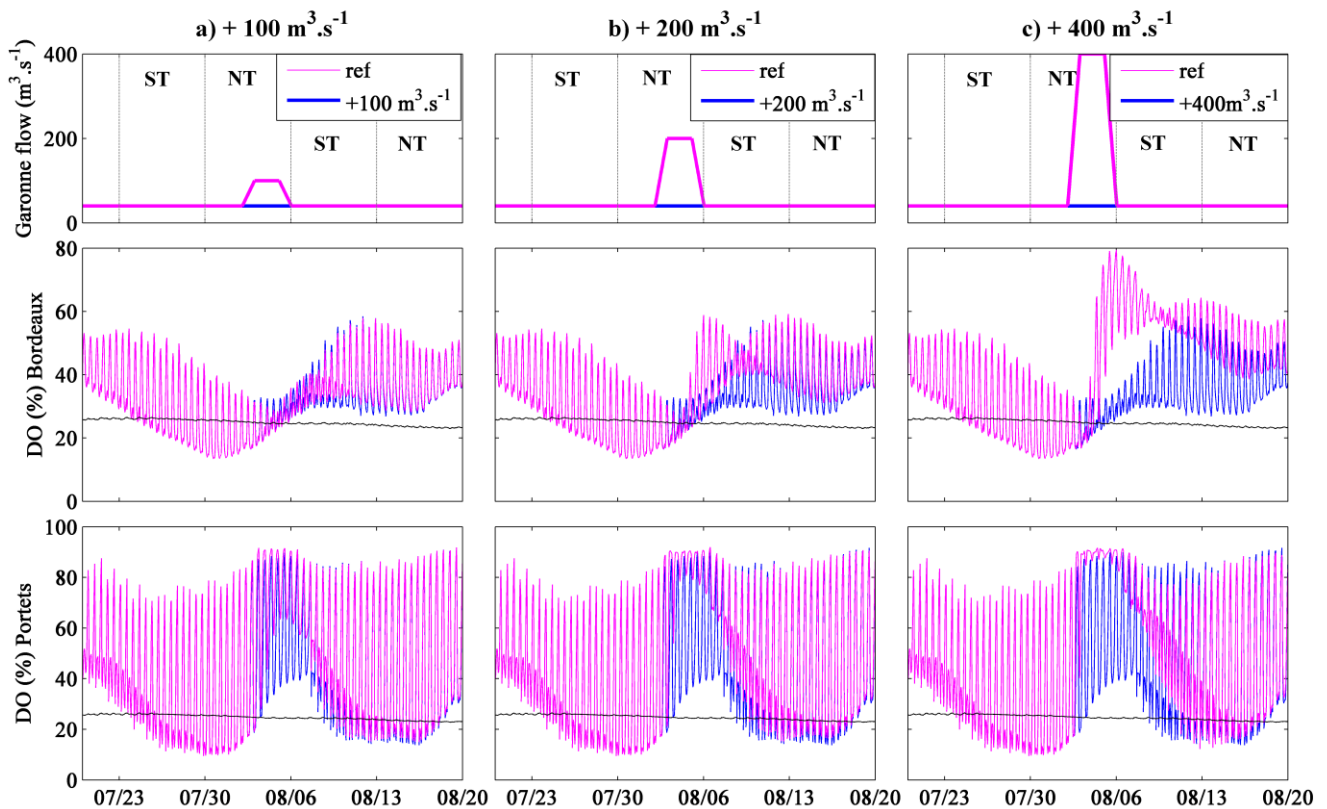


Figure IV.30 : Évolution temporelle du débit de la Garonne (1), de l'oxygène dissous en % de saturation à Bordeaux (2) et à Portets (3) dans les cas de la simulation de référence (bleu) et lors d'un soutien d'étiage court (3 jours) en morte-eau (violet) de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (b) et $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (c). La courbe noire représente le seuil d'hypoxie. ST= vive-eau et NT= morte-eau.

Ces simulations permettent de mettre en évidence que des soutiens d'étiage type « court » sont efficaces pour parer à des problèmes d'hypoxie. L'apport d'eau fluviale oxygénée permet de ré-oxygéner les eaux estuariennes et de limiter le déplacement du bouchon vaseux vers l'aval. En période de vives-eaux, l'oxygénation est améliorée dans la zone en amont autour de Portets, dès que le débit atteint $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pendant 3 jours, et sur Bordeaux pour un débit de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 3 jours. En mortes eaux, l'hypoxie étant localisée autour de Bordeaux, il faudra un débit au minimum de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour augmenter les teneurs en oxygène. Il faut noter qu'un lâcher d'eau de $400 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ n'est pas encore envisageable aujourd'hui avec les capacités actuelles des barrages. Dans le cas d'une hypoxie en fin de saison estivale, un lâcher d'eau de ce type pourra être efficace si le volume d'eau stocké dans les barrages est suffisant pour le mettre en place.

2.4. Bilan des différentes actions

Les différents scénarii de gestion que nous avons testés avec le modèle biogéochimique permettent d'estimer de manière quantitative l'efficacité des actions envisageables afin de réduire les épisodes d'hypoxie estivale. Les deux types d'actions étudiées, d'une part l'optimisation des rejets urbains et d'autre part un soutien d'étiage différent de celui mise en œuvre par le SMEAG, montrent qu'elles agissent différemment dans l'espace. Le soutien d'étiage permet de ré-oxygéner les eaux amont, tandis que l'optimisation des rejets urbains permet de réduire la consommation d'oxygène à Bordeaux.

La gestion dynamique mise en place sur le réseau de collecte de la station d'épuration Louis Fargue a permis en 2014, de réduire de 40% les rejets déversés en milieu naturel par temps de pluie (Robitaille et al., 2016). Les scénarii simulant une réduction plus importante, c.à.d. une réduction de 10% à 50% des rejets des déversoirs d'orage de 2014 révèlent leur efficacité ponctuelle sur l'oxygénation des eaux, en réduisant les chutes d'oxygène jusqu'à 5 %sat (Figure IV.24). L'efficacité est significative ponctuellement dans le temps, lorsque les débordements d'eaux non-traitées se produisent pendant des pics de chaleur et en présence du bouchon vaseux. La gestion dynamique permet de limiter des investissements lourds (bassin de rétention) en optimisant les bassins déjà existants. Bordeaux Métropole planifie actuellement une seconde phase qui va permettre d'intégrer une douzaine de bassins supplémentaire au système de contrôle de la gestion dynamique, ce qui devrait limiter encore davantage les rejets par temps de pluie et les risques d'aggravation de l'hypoxie qu'ils peuvent engendrer en situation estivale.

La collecte des rejets urbains traités ou non dans un émissaire et leur déversement plus en aval se révèle être une solution nettement plus efficace (Figures IV.25 et IV.26). Cela permet d'éviter l'accumulation des différentes matières organiques et d'ammonium au niveau du bouchon vaseux, consommateurs d'oxygène. Cependant, en amont de Bordeaux l'hypoxie persiste en raison de la MO piégée dans bouchon vaseux. En effet, cette solution présente l'avantage de diluer les rejets urbains avec des eaux estuariennes mieux oxygénées en été, et de favoriser leur dispersion vers l'aval du fait de l'hydrodynamique plus favorable en aval. La construction d'un émissaire sous la Garonne serait peut être une solution à étudier pour obtenir un bon état de l'eau. Cependant, cette solution comporte plusieurs inconvénients en

termes de coût de construction et de maintenance, et nécessite d'étudier l'impact sur l'environnement de la construction d'un tel émissaire.

Le déstockage de volumes d'eau disponibles dans les barrages répartis sur le bassin versant de la Garonne permet de limiter la remontée du BV vers l'amont de la Garonne et de ré-oxygéner les eaux, en particulier dans la zone en amont de Bordeaux. Actuellement, un soutien d'étiage de type long existe sur la Garonne avec l'objectif de maintenir un débit de $110 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (à Tonneins, Figure IV.22) pour assurer le bon fonctionnement de l'environnement aquatique. Les résultats des scénarii montrent qu'un soutien d'étiage long (quelques semaines) serait utile pour prévenir les épisodes estivaux d'hypoxie : des lâchers d'eaux de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 67 jours sont plus efficaces que des lâchers d'eaux de 20 et $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sur 33 et 22 jours, pour augmenter les concentrations d'oxygène sur la Garonne le mois suivant. Un soutien d'étiage court (quelques jours) pourra, quant à lui, dissiper une hypoxie sévère en quelques jours en amont et en une semaine à Bordeaux, pour un débit supérieur à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Si des conditions hydrologiques extrêmes ont lieu au début de l'été, un soutien d'étiage long pourra être mis en place, permettant de maintenir des débits au-dessus du niveau d'étiage long de l'été (déjà mis en application par le SMEAG). En effet, si un lâcher d'eau de $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ est réalisé au début de l'été, l'eau stocké dans les barrages ne sera pas suffisante pour assurer un débit correct dans la Garonne le reste de l'été. Un soutien d'étiage court peut être envisagé en fin de saison estivale si les conditions (température élevée, débit faible) sont propices à la formation d'une hypoxie et que les volumes d'eau dans les barrages sont disponibles. Les gestionnaires du soutien d'étiage (SMEAG) pourront alors utiliser les résultats de ces scénarii pour mettre en place une gestion des volumes d'eau disponibles dans les barrages adéquate de manière à en conserver le maximum en fin d'été. De plus, il sera nécessaire d'étudier précisément les temps de transit des eaux entre les lieux de stockage et l'entrée de l'estuaire de manière à générer des modifications des débits comme celles que nous avons simulées dans ce travail.

D'autres types d'actions pourraient être testées par le modèle. La réduction des rejets urbains provenant des déversoirs d'orage a été évaluée dans ce chapitre, avec un transfert instantané vers les STEPs, qui conduit à des pics des rejets urbains (Figure IV.20). Un des scénarii à tester serait alors de répartir ce volume additionnel arrivant en STEP sur une journée. Concernant la gestion des hypoxies par un soutien d'étiage, des lâchers d'eaux en créneaux pourront être testés. Par exemple, réaliser des lâchers d'eaux de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en période de vives eaux sur deux mois (soit 4 vives eaux), soit un volume de 48 hm^3 mobilisé.

3. A propos des limites et incertitudes du modèle

Il est important, enfin, de rappeler le caractère tout de même académique des simulations réalisées, qui ne sauraient être prédictives. Leur but était d'identifier les tendances des hypoxies en fonction des variations théoriques de facteurs climatiques, hydrologiques et anthropiques. Le modèle permet de quantifier ces tendances, ce qui est un atout majeur de la modélisation numérique. Cependant, les résultats chiffrés de ces scénarii sont à manier avec précaution, et en tenant bien compte des simplifications et limitations inhérentes à la modélisation utilisée pour ce travail.

Une incertitude du modèle vient des conditions à la limite amont des variables biogéochimiques caractérisant l'apport des fleuves et qui sont issues de données de 1996. La sensibilité de l'oxygène aux conditions limites amont a montré des variations non négligeables. Il faut donc garder en mémoire le fait que les résultats sont associés à une certaine marge d'incertitude. D'autre part, le processus de la photosynthèse n'a pas pu être validé dans le bouchon vaseux et surtout dans les fleuves en amont de la zone turbide.

Du point de vue hydro-sédimentaire, une incertitude persiste sur les concentrations en MES simulées en amont de Portets. Le bouchon vaseux a été partiellement validé pour la situation de référence de 2006, mais avec très peu de points de mesures (stations MAGEST à Bordeaux et Portets), et sans données de validation plus en amont, aussi bien en MES qu'en hauteur et courants de marée.

Du point de vue des forçages physiques, une des limitations importantes dans la modélisation des scénarios est qu'elle ne tient pas compte des possibles ajustements morpho-dynamiques de l'estuaire. En effet, les modifications morphologiques de l'estuaire se font sur le long terme (plusieurs décennies), qui est précisément l'échelle de temps des changements climatiques attendus. Or, dans nos simulations, sans modèle morpho-dynamique, nous avons considéré une bathymétrie constante pour tous les scénarios considérés. Dans la réalité, sous l'effet de la remontée du niveau marin, la modification de la marée va provoquer progressivement une modification de la morphologie, surtout en amont où les sections sont plus étroites. Les conséquences sur la position et les concentrations en MES dans le bouchon vaseux sont donc incertaines.

Enfin, de grandes incertitudes persistent également sur la quantification des apports sédimentaires en amont. Si les tendances sur les variations futures des débits fluviaux sont relativement documentées, il n'y a, en revanche, pas de tendance claire sur les débits solides futurs. Or l'ajustement morphologique de l'estuaire et la taille du bouchon vaseux seront fortement dépendants du flux sédimentaire apporté par les fleuves. Dans le cadre de cette thèse, le modèle ne simulant pas la morpho-dynamique, ce facteur n'a pas été explicitement analysé, mais il faut souligner qu'il aura des répercussions sur la morphologie de l'estuaire, et donc sur les facteurs physiques contrôlant les processus biogéochimiques et donc les épisodes d'hypoxie.

Conclusions générales & Perspectives

Rappel des différents objectifs

L'estuaire de la Gironde, caractérisé par des eaux fortement turbides et par la présence d'un bouchon vaseux, est le siège de réactions biogéochimiques intenses et complexes. Les travaux précédents ont révélé des épisodes de sous-oxygénation et d'hypoxie ($OD < 2 \text{ mg.L}^{-1}$) locale sur la Garonne estuarienne, avec des conséquences potentiellement nuisibles pour la faune piscicole. Ce travail visait à mettre en place un modèle numérique capable de reproduire l'état d'oxygénation des eaux sur la Garonne, en se concentrant sur les périodes critiques d'étiage estival et en incluant les effluents des eaux urbaines de Bordeaux-Métropole déversées dans la Garonne. Pour cela, les trois grandes étapes étaient :

- de développer, calibrer et valider le modèle biogéochimique couplé à l'hydrodynamique et au transport sédimentaire, qui intègre les lois et les paramétrisations obtenues lors des expérimentations *in-situ* et en laboratoire ;
- d'évaluer la contribution du bouchon vaseux et des effluents urbains sur les hypoxies des eaux de la Garonne dans les situations critiques estivales ;
- d'utiliser le modèle afin d'étudier l'impact théorique des changements globaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne, ainsi que pour tester des actions possibles de gestion pour maintenir un bon état d'oxygénation des eaux dans le futur.

Synthèse des résultats

L'impact fondamental du bouchon vaseux sur les chutes d'oxygène (Etcheber et al., 2011 ; Lanoux et al., 2013 ; Schmidt et al., 2016a) nous a conduits à coupler le modèle biogéochimique à un modèle hydro-sédimentaire 3D, afin de reproduire la dynamique du BV. Le modèle hydro-sédimentaire SiAM-3D développé précédemment pour l'estuaire de la Gironde par Sottolichio (1999) et Benaouda (2008) a alors été choisi. Dans un premier temps, la formulation de la vitesse de chute des particules a été calibrée dans le modèle hydro-sédimentaire, de façon à bien reproduire la remontée du bouchon vaseux en été dans la Garonne estuarienne. La vitesse de chute a été réduite pour des salinités faibles, rendant compte implicitement d'une diminution de la taille des floes dans l'eau douce. Ensuite, les réactions et les variables à prendre en compte dans le modèle biogéochimique ont été

définies : 11 variables ont été introduites et 7 réactions biogéochimiques sont simulées. Le modèle prend en compte différents types de matières organiques particulaires et dissoutes, et distingue celles provenant du bassin versant de celles provenant des rejets urbains. Ainsi, des cinétiques de dégradation spécifique sont attribuées pour chaque source de carbone organique. Les cinétiques des réactions intervenant dans les équations du modèle biogéochimique et les conditions limites de chaque variable sont issues pour la plupart des mesures expérimentales et des données *in-situ* réalisées sur l'estuaire la Gironde et dans le réseau urbain de l'agglomération Bordelaise. Le modèle a été validé en confrontant les résultats aux mesures *in-situ*. Le transport saisonnier des MES dans l'estuaire de la Gironde est bien reproduit par le modèle, même si les valeurs absolues de concentration en MES semblent globalement plus faibles que les observations. Sans calibration particulière des paramètres biogéochimiques, le modèle reproduit bien la dynamique de l'oxygène dissous sur Bordeaux à l'échelle de temps saisonnière et lunaire, mesurées en 2005 et 2006 : les chutes d'oxygène se produisent bien en été et lors des passages des vives eaux aux mortes eaux. Pendant les étiages estivaux, les valeurs absolues de concentration en OD modélisées sont proches de celles mesurées. Le modèle biogéochimique couplé aux processus hydro-sédimentaire est ensuite utilisé pour étudier les variations d'oxygène sur la Garonne estuarienne.

Les résultats des simulations sur l'année 2006, une année particulièrement sèche et critique en terme d'hypoxie, ont bien reproduit et confirmé la forte corrélation entre les chutes d'oxygène simulées en été et l'arrivée du bouchon vaseux sur la Garonne. De plus, le modèle montre que la position du minimum d'oxygène varie à l'échelle lunaire. En été, le bouchon vaseux se situe entre Bordeaux et Portets. En période des vives eaux, les particules sont remises en suspension, et l'oxygène est alors consommé principalement par la dégradation des litières, fixées sur les particules. La zone de minimum d'oxygène se centre alors au niveau du maximum de turbidité, en amont de Bordeaux. En période des mortes eaux, l'oxygène en amont augmente car la remise en suspension est plus faible et de l'eau oxygénée est apportée par le fleuve. La zone de minimum d'oxygène est alors centrée sur l'agglomération Bordelaise, qui reste sous pression des rejets urbains riches en matière organique labile. Sur la zone de Bordeaux, en moyenne sur la période estivale, la dégradation de la matière organique provenant du bassin versant consomme 50% de l'oxygène, la matière organique urbaine 31% et la nitrification de l'ammonium (d'origine aussi urbaine) consomme

11%. Les premières simulations montrent qu'en éliminant les rejets d'eaux usées provenant des DOs, l'oxygène minimum à Bordeaux sera plus élevé de 3 %sat ; et en éliminant les rejets à la fois des DOs et des STEPs le minimum à Bordeaux sera plus élevé de 10 %sat.

L'année 2006 a été une année très chaude et sèche, et il est probable que ces conditions climatiques se répètent plus fréquemment dans les années futures (Etcheber et al., 2013 ; IPCC, 2013 ; Seneviratne et al., 2014). Les eaux de la Garonne sont donc sous pression face aux changements globaux. Les résultats des scénarii de changements globaux simulés avec le modèle biogéochimique indiquent de très forts impacts de la température et des débits d'étiage. Lorsque les deux facteurs sont combinés et qu'on ajoute l'augmentation des rejets urbains due à une croissance démographique de Bordeaux Métropole, un état catastrophique de la qualité de l'eau est à attendre à l'horizon 2100 : l'hypoxie estivale deviendrait permanente entre Bordeaux et Portets, avec des conditions proches de l'anoxie. L'augmentation de la température de l'eau diminue la solubilité de l'oxygène et accélère tous les processus biogéochimiques consommateurs d'oxygène sur l'ensemble de l'estuaire. L'affaiblissement du débit fluvial a pour conséquence d'une part, de concentrer et de déplacer le bouchon vaseux dans la zone amont de la Garonne estuarienne (Jalón-Rojas et al., 2015), et d'autre part de réduire la dilution des masses d'eaux estuariennes avec les eaux fluviales bien oxygénées. Le modèle met en évidence la nécessité de mettre en place des actions de gestion afin d'éviter des conditions écologiques désastreuses qui perturberont les populations pélagiques et benthiques de la Garonne (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2008).

Deux types d'actions de gestion ont été simulées par le modèle : l'optimisation de la gestion des rejets urbains et le soutien d'étiage par la libération de volumes d'eau disponibles dans les barrages. Les résultats montrent qu'elles agissent différemment spatialement. L'amélioration des rejets urbains réduit la demande d'oxygène par la matière organique labile aux alentours de Bordeaux, tandis que le maintien de débits d'étiage permet de ré-oxygéner les eaux et de limiter la remontée du bouchon vaseux en amont de Bordeaux. La réduction des déversements des eaux urbaines non traitées permet de réduire ponctuellement les chutes d'oxygène lors des orages estivaux. La collecte de l'ensemble des rejets urbains dans un émissaire et leur déversement plus en aval s'avère être une solution nettement plus efficace. Cela permet d'éviter l'accumulation de matière organique labile et d'ammonium dans la région de la Garonne estuarienne, plus étroite et confinée que la Gironde en aval du bec

d'Ambes, en plus de celle piégée dans le bouchon vaseux. Les effluents urbains sont alors dilués avec les eaux marines, réduisant les chutes d'oxygène autour de Bordeaux et en aval. Le soutien d'étiage consiste à libérer un volume d'eau disponible dans les barrages du bassin versant de la Garonne sur une durée déterminée. Un soutien d'étiage long (quelques semaines) de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sera utile pour prévenir les épisodes estivaux d'hypoxie. Tandis qu'un soutien d'étiage court (quelques jours), mais avec débit supérieur à $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, permettra de dissiper une hypoxie sévère en quelques jours en amont autour de Portets et en une semaine à Bordeaux. Une maîtrise différente de la gestion des volumes d'eau disponibles pourra alors être envisagée par les gestionnaires. Par exemple, si une hypoxie sévère a lieu au début de l'été, et qu'un soutien d'étiage court est mis en place, le volume d'eau disponible dans les barrages ne sera plus suffisant pour faire face à de nouvelles situations critiques en fin d'été. Inversement, un soutien d'étiage court pourra être mis en place si une hypoxie sévère a lieu à la fin de l'été seulement si des réserves d'eau dans les barrages sont encore disponibles à cette époque.

Perspectives

A partir des résultats obtenus dans le cadre de ces travaux de thèse, plusieurs points peuvent être étudiés afin d'améliorer les performances du modèle hydro-sédimentaire et biogéochimique :

- Les résultats ont montré une forte dépendance de l'OD au bouchon vaseux dans la Garonne tidale. Or, les concentrations en MES n'ont été que partiellement validées. Il faut rappeler que dans cette thèse, le maillage dans les fleuves était relativement grossier, et que la bathymétrie est bien antérieure à 2006, ce qui pourrait expliquer en partie les concentrations en MES relativement faibles par rapport aux mesures, et la difficulté pour simuler des concentrations plus fortes. La future introduction d'une bathymétrie actualisée et le raffinement du maillage horizontal aideront très certainement à améliorer la représentation des concentrations en MES, et à vérifier la pertinence des nouveaux paramétrages sédimentaires. Ces perspectives s'appliquent aussi à la Dordogne tidale, où la remontée du bouchon vaseux, bien moins documentée qu'en Garonne, n'a pas été bien reproduite par le modèle. Ce travail pourrait être réalisé avec d'autres modèles que SiAM-3D (par exemple MARS-3D, Le Hir et al. (2016)), qui ont la même physique,

mais qui bénéficient de schémas numériques plus performants, autorisant des maillages raffinés avec des coûts de calcul raisonnables. Par ailleurs, il faut rappeler qu'en dehors des 3 stations MAGEST, aucune autre série temporelle de concentration en MES n'existe dans la Garonne ni la Dordogne tidale, soit sur un linéaire d'environ 200 km de fleuve. Des mesures supplémentaires de concentrations seront donc nécessaires en parallèle du travail sur le modèle. Des mesures complémentaires *in-situ* sur les vitesses de chute seraient très utiles pour compléter cette paramétrisation.

- Les cinétiques des processus biogéochimiques intégrées dans le modèle sont issues de mesures expérimentales, à l'exception de la nitrification. Des expériences supplémentaires pour déterminer les cinétiques de nitrification permettraient d'améliorer la paramétrisation biogéochimique du modèle. De plus, une analyse plus fine des distributions spatiales des concentrations en ammonium dans la zone autour de Bordeaux en été permettrait de mieux valider le modèle biogéochimique en comparant avec les concentrations simulées.
- L'analyse de sensibilité révélant une forte dépendance aux conditions limites du modèle, des acquisitions de données COP, COD, NH_4^+ , NO_3^- et d'oxygène dissous à l'entrée amont de l'estuaire pourront aussi être envisagées afin d'améliorer la fiabilité du modèle.

Le travail réalisé avec le modèle SiAM-3D ouvre des pistes de travail autour de la modélisation couplée hydro-sédimentaire-biogéochimie, aussi bien en recherche fondamentale qu'en recherche appliquée, dans l'estuaire de la Gironde mais aussi dans d'autres systèmes estuariens.

Le modèle biogéochimique développé durant ce travail de thèse pourra être utilisé dans le cadre de la recherche pour reproduire et comprendre les événements d'hypoxies produites sur d'autres années. Son intérêt sera notamment de reproduire et d'aider à comprendre les conditions d'oxygène pour les années antérieures à l'installation du réseau de surveillance de qualité de l'eau MAGEST (c.à.d. 2005). Ce modèle pourra aussi être utilisé comme un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires, afin d'envisager des actions d'amélioration de gestion des effluents urbains et du soutien d'étiage, dans le but de réduire les hypoxies et de préserver un bon état écologique des eaux de la Garonne estuarienne. Ainsi, il est prévu à très courte échéance de transférer ce code au LyRE, qui pourra l'utiliser de manière autonome pour, par exemple, prédire l'efficacité d'actions à court terme prévues par les gestionnaires.

Les résultats des actions de gestion obtenus pourront aussi être transposés à d'autres estuaires soumis aux pressions anthropiques (la Seine, la Loire, la Tamise, ...).

Un compartiment de crème de vase et de diagénèse comprenant le processus de dénitrification pourrait être ajouté au modèle, afin d'obtenir des bilans de carbone et d'azote complet dans l'estuaire. De plus, le modèle pourrait être amélioré pour décrire la biogéochimie des zones intertidales, mais cela nécessite que ces zones soient bien représentées physiquement, ce qui n'est pas le cas avec le maillage horizontal actuel. Le couplage du modèle à un modèle morpho-dynamique pourra permettre d'évaluer l'impact de l'élévation du niveau de la mer sur la dynamique du bouchon vaseux et sur les variations d'oxygène. Comme expliqué déjà plus haut, un autre modèle que SiAM-3D semble mieux adapté à cet exercice, puisque les modules d'évolution des fonds sont déjà intégrés, ce qui n'est pas le cas de SiAM-3D. Dans cette optique, les différents paramétrages et calibrations obtenus pour le modèle SiAM-3D dans le cadre de cette thèse seront introduits et réutilisés dans un nouveau modèle.

L'intérêt du couplage des modèles biogéochimiques aux modèles hydro-sédimentaires est aussi de pouvoir l'appliquer à d'autres problématiques environnementales, par exemple les émissions de gaz à effet de serre des zones côtières. L'intégration du cycle du carbone et de l'azote complet dans le modèle, ainsi que les échanges de gaz air/eau, pourront permettre de comprendre et d'identifier les processus responsables des émissions ou puits de CO₂, CH₄ et N₂O de la zone d'étude (Vanderborgh et al., 2002). La compétence du modèle sera alors valorisée, en évaluant des scénarii d'actions permettant de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Une autre application serait aussi, d'utiliser le modèle pour évaluer l'impact de l'installation des barrages sur l'eutrophisation des écosystèmes et donc sur les émissions de gaz à effet de serre.

Références bibliographiques

- Abril, G., Commarieu, M.V., Etcheber, H., Deborde, J., Deflandre, B., Živadinović, M.K., Chaillou, G., Anschutz, P., 2010. In vitro simulation of oxic/suboxic diagenesis in an estuarine fluid mud subjected to redox oscillations. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88, 279–291. doi:10.1016/j.ecss.2010.04.003
- Abril, G., 2009. Comments on: “Underwater measurements of carbon dioxide evolution in marine plant communities: A new method” by J. Silva and R. Santos [*Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78(2008) 827-830]. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 82, 357–360. doi:10.1016/j.ecss.2008.11.027
- Abril, G., 1999. Dynamique du carbone dans les estuaires européens: processus de minéralisation et transfert continent-océan-atmosphère. Université Bordeaux I, p.294.
- Abril, G., Commarieu, M.V., Sottolichio, A., Bretel, P., Guérin, F., 2009. Turbidity limits gas exchange in a large macrotidal estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83, 342–348. doi:10.1016/j.ecss.2009.03.006
- Abril, G., Etcheber, H., Delille, B., Frankignoulle, M., Borges, A. V., 2003. Carbonate dissolution in the turbid and eutrophic Loire estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 259, 129–138. doi:10.3354/meps259129
- Abril, G., Etcheber, H., Le Hir, P., Bassoullet, P., Boutier, B., Frankignoulle, M., 1999. Oxic/anoxic oscillations and organic carbon mineralization in an estuarine maximum turbidity zone (The Gironde, France). *Limnol. Oceanogr.* 44, 1304–1315.
- Abril, G., Nogueira, M., Etcheber, H., Cabeçadas, G., Lemaire, E., Brogueira, M.J., 2002. Behaviour of Organic Carbon in Nine Contrasting European Estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54, 241–262. doi:10.1006/ecss.2001.0844
- Abril, G., Riou, S. a., Etcheber, H., Frankignoulle, M., de Wit, R., Middelburg, J.J., 2000. Transient, Tidal Time-scale, Nitrogen Transformations in an Estuarine Turbidity Maximum—Fluid Mud System (The Gironde, South-west France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 50, 703–715. doi:10.1006/ecss.1999.0598
- Aitkenhead, J.A., McDowell, W.H., 2000. Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. *Global Biogeochem. Cycles* 14, 127–138.
- Allen, G.P., 1972. Étude des processus sédimentaires dans l’estuaire de la Gironde. Université de Bordeaux, p.314.
- Allen, G.P., Salomon, J., Bassoullet, P., 1980. Effects of tides on mixing and suspended sediment transport in macrotidal estuaries. *Sediment. Geol.* 26, 69–90.
- Amann, T., Weiss, A., Hartmann, J., 2012. Carbon dynamics in the freshwater part of the Elbe estuary, Germany: Implications of improving water quality. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 107, 112–121. doi:10.1016/j.ecss.2012.05.012
- Ambrose, R.B., Wool, T.A., Martin, J.L., 1993. The water quality analysis simulation program, WASP5 part A : Model Documentation, p.210.
- Andréa, G., Ahyerre, M., Pérarnaud, M., Komorowski, F., Schoorens, J., 2013. Gestion Dynamique des RUTP du bassin versant Louis Fargue à Bordeaux: mise en oeuvre et

- premiers résultats opérationnels. NOVATECH 2013.
- Andrews, M.J., Rickard, D.G., 1980. Rehabilitation of the inner Thames estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 11, 327–332. doi:10.1016/0025-326X(80)90051-X
- Benaouda, A., 2008. Dynamique saisonniere des sediments en suspension dans l'estuaire de la Gironde: Modelisation operationnelle de la reponse aux forçages hydrodynamiques. Université de Bordeaux, p.295.
- Benoit, P., Gratton, Y., Mucci, A., 2006. Modeling of dissolved oxygen levels in the bottom waters of the Lower St. Lawrence Estuary: Coupling of benthic and pelagic processes. *Mar. Chem.* 102, 13–32. doi:10.1016/j.marchem.2005.09.015
- Billen, G., 1991. Protein Degradation in Aquatic Environments, in: Chróst, R.J. (Ed.), *Microbial Enzymes in Aquatic Environments*. Springer New York, New York, NY, pp. 123–143. doi:10.1007/978-1-4612-3090-8_7
- Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., Cun, C., 2001. Modeling the Response of Water Quality in the Seine River Estuary to Human Activity in its Watershed Over the Last 50 Years. *Estuaries* 24, 977–993. doi:10.2307/1353011
- Billen, G., Garnier, J., Hanset, P., 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER Model applied to the Seine river system. *Hydrobiologia* 289, 119–137.
- Billen, G., Garnier, J., Rousseau, V., 2005. Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540, 47–67. doi:10.1007/s10750-004-7103-1
- Billen, G., Garnier, J., Servais, P., Brion, N., Ficht, A., Even, S., Berthe, T., Poulin, M., 1999. L'oxygène un témoin du fonctionnement microbologique. Programme scientifique Seine-Aval, p.31
- Billen, G., Lancelot, C., Meybeck, M., 1991. N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean., in: Mantoura, R.F.C., Martin, J.-M., Wollast, R. (Eds.), *Ocean Margin Processes in Global Change*. Chichester, pp. 19–44.
- Blauw, A.N., Los, H.F.J., Bokhorst, M., Erfteimeijer, P.L.A., 2008. GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia* 618, 175–198. doi:10.1007/s10750-008-9575-x
- Borges, A.V., Delille, B., Schiettecatte, L.-S., Gazeau, F., Abril, G., Frankignoulle, M., 2004. Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thames). *Limnol. Oceanogr.* 49, 1630–1641.
- Borges, A. V., Abril, G., 2011. Carbon Dioxide and Methane Dynamics in Estuaries., in: Wollast, E., McLuski, D. (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Amsterdam, pp. 119–161. doi:10.1016/B978-0-12-374711-2.00109-1
- Brenon, I., Le Hir, P., 1999. Modelling the Turbidity Maximum in the Seine Estuary (France): Identification of Formation Processes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 49, 525–544. doi:10.1006/ecss.1999.0514

- Brock, T.D., 1981. Calculating solar radiation for ecological studies. *Ecol. Modell.* 14, 1–19.
- Cai, W.-J., Hu, X., Huang, W.-J., Murrell, M.C., Lehrter, J.C., Lohrenz, S.E., Chou, W.-C., Zhai, W., Hollibaugh, J.T., Wang, Y., Zhao, P., Guo, X., Gundersen, K., Dai, M., Gong, G.-C., 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nat. Geosci.* 4, 766–770. doi:10.1038/ngeo1297
- Capet, A., Beckers, J.M., Grégoire, M., 2013. Drivers, mechanisms and long-term variability of seasonal hypoxia on the Black Sea northwestern shelf - Is there any recovery after eutrophication? *Biogeosciences* 10, 3943–3962. doi:10.5194/bg-10-3943-2013
- Carmichael, G.R., Sandu, A., Potra, F.A., 1995. Sensitivity analysis for atmospheric chemistry models via automatic differentiation. *Atmospheri* 31, 475–489.
- Castaing, P., Allen, G.P., 1981. Mechanisms controlling seaward escape of suspended sediment from the Gironde: A macrotidal estuary in France. *Mar. Geol.* 40, 101–118. doi:10.1016/0025-3227(81)90045-1
- Cerco, C.F., Bunch, B.W., Teeter, A.M., Dortch, M.S., 2000. Water quality model of Florida Bay. Environmental Laboratory, Vicksburg, p.273.
- Cerco, C.F., Cole, T., 1994. Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay 119, 1006–1025.
- Chevalier, L., Laignel, B., Massei, N., Munier, S., Becker, M., Turki, I., Coynel, A., Cazenave, A., 2014. Hydrological variability of major French rivers over recent decades, assessed from gauging station and GRACE observations. *Hydrol. Sci. J.* 59, 1844–1855. doi:10.1080/02626667.2013.866708
- Cocco, V., Joos, F., Steinacher, M., Frölicher, T.L., Bopp, L., Dunne, J., Gehlen, M., Heinze, C., Orr, J., Oschlies, A., Schneider, B., Segschneider, J., Tjiputra, J., 2013. Oxygen and indicators of stress for marine life in multi-model global warming projections. *Biogeosciences* 10, 1849–1868. doi:10.5194/bg-10-1849-2013
- Conley, D.J., Carstensen, J., Vaquer-Sunyer, R., Duarte, C.M., 2009. Ecosystem thresholds with hypoxia. *Hydrobiologia* 629, 21–29. doi:10.1007/s10750-009-9764-2
- Cox, T.J.S., Maris, T., Soetaert, K., Conley, D.J., Van Damme, S., Meire, P., Middelburg, J.J., Vos, M., Struyf, E., 2009. A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. *Biogeosciences* 6, 2935–2948. doi:10.5194/bg-6-2935-2009
- Crump, B.C., Baross, J.A., Simenstad, C.A., 1998. Dominance of particle-attached bacteria in the Columbia River Estuary, USA. *Aquat. Microb. Ecol.* 14, 7–18.
- Cugier, P., Le Hir, P., 2002. Development of a 3D Hydrodynamic Model for Coastal Ecosystem Modelling. Application to the Plume of the Seine River (France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 673–695. doi:10.1006/ecss.2001.0875
- D'Avanzo, C., Kremer, J.N., 1994. Diel Oxygen Dynamics and Anoxic Events in an Eutrophic Estuary of Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries* 17, 131–139. doi:10.2307/1352562

- Di Toro, D.M., Thomann, R. V., O'Connor, D.J., Mancini, J.L., 1977. Estuarine phytoplankton biomass models verification analyses and preliminary applications.
- Diaz, R.J., 2001. Overview of hypoxia around the world. *J. Environ. Qual.* 30, 275–281. doi:10.2134/jeq2001.302275x
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* (80-.). 321, 926–929. doi:10.1126/science.1156401
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33, 245–303.
- Doxaran, D., Froidefond, J.M., Castaing, P., Babin, M., 2009. Dynamics of the turbidity maximum zone in a macrotidal estuary (the Gironde, France): observations from field and MODIS satellite data. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 81, 321–332. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.11.013
- Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J., Sánchez-Camacho, M., 2009. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts* 32, 29–36. doi:10.1007/s12237-008-9111-2
- EPA, 2006. Real time control of urban drainage networks. Washington, Office of Research and Development, p.96.
- EPA, 1983. Environmental Protection Agency des États-Unis. Results of Nationwide Urban Runoff Program (NURP). EPAPB/ 84-185552.
- Etcheber, H., Coupry, B., Coynel, A., Sauquet, E., Baron, J., Bernard, C., Cuende, F.X., Leurent, T., 2013. Disponibility of surficial continental waters, in: Le Treut, H. (Ed.), *Impact of Climate Change in the Aquitaine Region. Scientific Report.* Pessac, p. 365.
- Etcheber, H., Schmidt, S., Sottolichio, A., Maneux, E., Chabaux, G., Escalier, J.-M., Wennekes, H., Derriennic, H., Schmeltz, M., Quémener, L., Repecaud, M., Woerther, P., Castaing, P., 2011. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15, 831–840. doi:10.5194/hess-15-831-2011
- Etcheber, H., Taillez, A., Abril, G., Garnier, J., Servais, P., Moatar, F., Commarieu, M.-V., 2007. Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia* 588, 245–259. doi:10.1007/s10750-007-0667-9
- Even, S., 1995. Modélisation d'un écosystème fluvial: la Seine. Le modèle ProSe. Ecole des Mines de Paris. Centre de Géologie Informatique.
- Even, S., Mouchel, J.M., Servais, P., Flipo, N., Poulin, M., Blanc, S., Chabanel, M., Paffoni, C., 2007a. Modelling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river Seine water quality. *Sci. Total Environ.* 375, 140–151. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.007
- Even, S., Poulin, M., Mouchel, J.-M., Seidl, M., Servais, P., 2004. Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecol. Modell.* 173, 177–

196. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.08.019

- Even, S., Thouvenin, B., Bacq, N., Billen, G., Garnier, J., Guezennec, L., Blanc, S., Ficht, A., Le Hir, P., 2007b. An integrated modelling approach to forecast the impact of human pressure in the Seine estuary. *Hydrobiologia* 588, 13–29. doi:10.1007/s10750-007-0649-y
- Garnier, J., Billen, G., Coste, M., 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observation and modeling. *Limnol. Oceanogr.* 40, 750–765. doi:10.4319/lo.1995.40.4.0750
- Garnier, J., Billen, G., Hannon, E., Fonbonne, S., Videnina, Y., Soulie, M., 2002. Modelling the Transfer and Retention of Nutrients in the Drainage Network of the Danube River. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 54, 285–308. doi:http://dx.doi.org/10.1006/ecss.2000.0648
- Garnier, J., Servais, P., Billen, G., Akopian, M., Brion, N., 2001. Lower Seine River and Estuary (France) Carbon and Oxygen Budgets during Low Flow. *Estuaries* 24, 964–976. doi:10.2307/1353010
- Gattuso, J.-P., Frankignoulle, M., Wollast, R., 1998. Carbon and carbonate metabolism in coastal aquatic ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 405–34.
- Gilbert, D., Rabalais, N.N., Díaz, R.J., Zhang, J., 2010. Evidence for greater oxygen decline rates in the coastal ocean than in the open ocean. *Biogeosciences* 7, 2283–2296. doi:10.5194/bg-7-2283-2010
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., Tremblay, G.-H., 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50, 1654–1666. doi:10.4319/lo.2005.50.5.1654
- Gonwa, W., 1993. Efficient Real Time Control and Operation of Interconnected Wastewater Collection Systems. Marquette University, p.395.
- Goosen, N.K., Kromkamp, J., Peene, J., Rijswijk, P. van, Breugel, P. van, 1999. Bacterial and phytoplankton production in the maximum turbidity zone of three European estuaries: the Elbe, Westerschelde and Gironde. *J. Mar. Syst.* 22, 151–171.
- Gray, J.S., Wu, R.S., Or, Y.Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238, 249–279. doi:10.3354/meps238249
- Griffin, S.L., Herzfeld, M., Hamilton, D.P., 2001. Modelling the impact of zooplankton grazing on phytoplankton biomass during a dinoflagellate bloom in the Swan River Estuary, Western Australia. *Ecol. Eng.* 16, 373–394.
- Hadley, S., Wild-Allen, K., Johnson, C., Macleod, C., 2015. Modeling macroalgae growth and nutrient dynamics for integrated multi-trophic aquaculture. *J. Appl. Phycol.* 27, 901–916. doi:10.1007/s10811-014-0370-y
- Hagy, J.D., Boynton, W.R., Keefe, C.W., Wood, K. V., 2004. Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950–2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries* 27, 634–658. doi:10.1007/BF02907650

- Hamilton, D.P., Schladow, S.G., 1997. Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I — Model description. *Ecol. Modell.* 96, 91–110. doi:10.1016/S0304-3800(96)00062-2
- Hammrich, A., Schuster, D., 2014. Fundamentals on ecological modelling in Coastal Water Including an Example from de River Elbe.
- Harper Jr., D.E., McKinney, L.D., Nance, J.M., Salzer, R.R., 1991. Recovery responses of two benthic assemblages following an acute hypoxic event on the Texas continental shelf, northwestern Gulf of Mexico. *Geol. Soc. Spec. Publ.* 58, 49–64.
- Hedges, J.I., 1992. Global biogeochemical cycles : progress and problems 39, 67–93.
- Helly, J.J., Levin, L.A., 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap.* 51, 1159–1168. doi:10.1016/j.dsr.2004.03.009
- Howarth, R., Chan, F., Conley, D.J., Garnier, J., Doney, S.C., Marino, R., Billen, G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 9, 18–26. doi:10.1890/100008
- Hu, J., Li, S., 2009. Modeling the mass fluxes and transformations of nutrients in the Pearl River Delta, China. *J. Mar. Syst.* 78, 146–167. doi:10.1016/j.jmarsys.2009.05.001
- Hydroqual, 1995. A water quality model for Massachusetts and Cope Cod Bays: Calibration of the Bays Eutrophication Model (BEM) (No. Series No. 95-8). MRWA Enviro. Quality Dept. Tech. Rpt., Massachusetts Water Ressources Authority, Boston, MA.
- IFREMER, 1994. Estuaire de la Gironde, Livre Blanc, p.115.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, p.1535.
- Irigoién, X., Castel, J., 1997. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: The Gironde (SW France). *Estuar Coast Shelf Sci* 44, 507–517. doi:10.1006/ecss.1996.0132
- Jähne, B.J., Münnich, K.O.M., Bösinger, R., Dutzi, A., Huber, W., Libner, P., 1987. On the Parameters Influencing Air-Water Gas Exchange. *Geophys. Res.* 92, 1937–1949. doi:10.1029/JC092iC02p01937
- Jalón-Rojas, I., Schmidt, S., Sottolichio, A., 2015. Turbidity in the fluvial Gironde Estuary (southwest France) based on 10-year continuous monitoring: sensitivity to hydrological conditions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 2805–2819. doi:10.5194/hess-19-2805-2015
- Jouanneau, J.M., Latouche, C., 1981. The Gironde Estuary, in: Fürchtbauer, H., Lisitzyn, A.P., Millerman, J.D., Seibold, E. (Eds.), *Contribution to Sedimentology*. pp. 1–115.
- Justić, D., Bierman Jr., V.J., Scavia, D., Hetland, R.D., 2007. Forecasting Gulf ’ s Hypoxia : The Next 50 Years ? *Estuaries and Coasts* 30, 791–801.

- Kemp, W.M., Testa, J.M., Conley, D.J., Gilbert, D., Hagy, J.D., 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences* 6, 2985–3008. doi:10.5194/bg-6-2985-2009
- Khangaonkar, T., Sackmann, B., Long, W., Mohamedali, T., Roberts, M., 2012. Simulation of annual biogeochemical cycles of nutrient balance, phytoplankton bloom(s), and DO in Puget Sound using an unstructured grid model. *Ocean Dyn.* 62, 1353–1379. doi:10.1007/s10236-012-0562-4
- Krone, R.B., 1962. Flume studies of the transport of sediment in estuarial shoaling processes; final report (BOOK TP - Book). Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, University of California, University of California, Berkeley, p.110.
- Laane, R.W.P., 1980. Conservative behaviour of dissolved organic carbon in the Ems-Dollart estuary and the western wadden sea. *Netherlands J. Sea Res.* 14, 192–199.
- Lancelot, C., Veth, C., Mathot, S., 1991. Modelling ice-edge phytoplankton bloom in the Scotia-Weddell sea sector of the Southern Ocean during spring 1988. *J. Mar. Syst.* 2, 333–346. doi:10.1016/0924-7963(91)90040-2
- Lanoux, A., 2013. Caractérisation et rôle respectif des apports organiques amont et locaux sur l'oxygénation des eaux de la Garonne estuarienne. Université de Bordeaux, p.320.
- 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. Process. Impacts* 15, 585–595. doi:10.1039/c2em30874f
- Lanoux, A., Lepage, M., De Watteville, J., Jatteau, P., Schmidt, S., Sottolichio, A., 2014. Effects of hypoxia on the fish and crustacean fauna in the Gironde Estuary., in: The 46th International Liege Colloquium. Liege, Belgium. doi:DOI: 10.13140/2.1.1172.4165.
- Le Hir, P., Bassoullet, P., Jestin, H., 2000. Application of the continuous modeling concept to simulate high-concentration suspended sediment in a macrotidal estuary, in: Science, W.H.M. and A.J.M.B.T.-P. in M. (Ed.), *Coastal and Estuarine Fine Sediment Processes*. Elsevier, pp. 229–247. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S1568-2692(00)80124-2
- Le Hir, P., Thouvenin, B., 1992. Modélisation mathématique de la masse turbide dans l'estuaire de la Loire. Phase 1: modèle unidimensionnel. Rapport Ifremer DEL/92-02, p.30.
- Le Hir, P., Thouvenin, B., Ganthy, F., 2016. Effects of vegetation on estuarine morphodynamics under sea level rise, using a 3D process-based model, in: ECSA 56 Int. Conference, Coastal System in Transition, 4-7 September. Bremen (Allemagne).
- Le Treut, H., 2013. Impact of climate change in the Aquitaine region. *Scientific Report.*, Presses Un. ed. Pessac, p.365.
- Lehmann, A., Hinrichsen, H.H., Getzlaff, K., Myrberg, K., 2014. Quantifying the heterogeneity of hypoxic and anoxic areas in the Baltic Sea by a simplified coupled hydrodynamic-oxygen consumption model approach. *J. Mar. Syst.* 134, 20–28. doi:10.1016/j.jmarsys.2014.02.012

- Lemaire, E., 2002. Biomarqueurs pigmentaires dans les estuaires macrotidaux européens. Ec. Dr. des Sci. du vivant, géosciences Sci. l'environnement Doctorat, p.236.
- Lemaire, E., Abril, G., De Wit, R., Etcheber, H., 2002. Effet de la turbidité sur la dégradation des pigments phytoplanctoniques dans l'estuaire de la Gironde. *Geoscience* 334, 251–258.
- Li, D., Zhang, J., Huang, D., WU, Y., Liang, J., 2002. Oxygen depletion off the Changjiang (Yangtze River) Estuary. *Sci. China Ser. D* 45, 1137. doi:10.1360/02yd9110
- Li, X., Wang, Y., Zhang, S., 2009. Numerical simulation of water quality in Yangtze Estuary. *Water Sci. Eng.* 2, 40–51. doi:10.3882/j.issn.1674-2370.2009.04.004
- Lin, R., Etcheber, H., 1994. The degradability of particulate organic matter in the Gironde estuary, France. *Chine J. Oceanol. Limnol.* 12, 106–113.
- Liungman, O., Moreno-Arancibia, P., 2015. Developing a 3D coupled hydrodynamic and ecological model to be used in coastal management 1, 1689–1699. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Lopes, J.F., Silva, C., 2006. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Ria de Aveiro lagoon. *Ecol. Modell.* 197, 67–88. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.03.012
- Lopes, J.F., Silva, C.I., Cardoso, A.C., 2008. Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Environ. Model. Softw.* 23, 479–494. doi:10.1016/j.envsoft.2007.07.001
- Maeda, M., Mizushima, H., Ito, K., 2002. Development of the Real-Time Control (RTC) System for Tokyo Sewage System. *Glob. Solut. Urban Drain.* 1–16. doi:doi:10.1061/40644(2002)317
- Maurice, L., 1993. Modélisation de la dégradation bactérienne de la matière organique. Application à la zone de turbidité maximale de l'estuaire de la Loire. *Hydroécol. Appl.* 5, 71–96.
- Mehta, A.J., 2014. An introduction to hydraulics of fine sediment transport. *Advanced Series on Ocean Engineering.* World Scientific, p.1039.
- Meybeck, M., Cauwet, G., Dessery, S., Somville, M., Gouleaud, D., Billen, G., 1988. Nutrients Eutrophic Estuary (Organic C, P, N, Si) in the River Loire (France) and its. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 27, 595–624. doi:10.1016/0272-7714(88)90071-6
- Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., 2007. Organic matter processing in tidal estuaries. *Mar. Chem.* 106, 127–147. doi:10.1016/j.marchem.2006.02.007
- Middelburg, J.J., Levin, L.A., 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences* 6, 3655–3706. doi:10.5194/bgd-6-3655-2009
- Mike3-EcoLab, 2005. DHI Eutrophication Model 2 - ECO Lab Template: A Scientific Description.
- Minami, H., Kano, Y., Ogawa, K., 1999. Long-Term Variations of Potential Temperature and

- Dissolved Oxygen of the Japan Sea Proper Water. *J. Oceanogr.* 55, 197–205. doi:10.1023/A:1007889929187
- Mouchel, J.-M., Simon, L., Maldiney, M.-A., 1994. Impacts en seine des rejets urbains de temps de pluie sur les concentrations d'oxygène dissous. *La Houille Blanche* 1, 135–141.
- Naqvi, S.W.A., Bange, H.W., Farías, L., Monteiro, P.M.S., Scranton, M.I., Zhang, J., 2010. Marine hypoxia/anoxia as a source of CH₄ and N₂O. *Biogeosciences* 7, 2159–2190. doi:10.5194/bg-7-2159-2010
- Owen, M.W., 1970. A detailed study of the settling velocity of an estuary mud. Report n° IT 78. HR Wallinforf, Wallinforf, UK.
- Owens, N.J.P., 1986. Estuarine Occurring Nitrification : Fluidized A Naturally Bed Reaction ? *Estuar Coast Shelf Sci* 22, 31–44.
- Park, K., Kim, C.-K., Schroeder, W., 2007. Temporal variability in summertime bottom hypoxia in shallow areas of Mobile Bay, Alabama. *Estuaries and Coasts* 30, 54–65. doi:10.1007/BF02782967
- Park, K., Kuo, A.Y., Shen, J., Hamrick, J.M., 1995. A three-dimensional hydrodynamic-eutrophication model (HEM-3D): description of water quality and sediment process submodels (EFDC water quality model), in: *Special Report in Applied Marine Science and Ocean Engineering*. School of Marine Science Virginia, Institute of Marine Science, College of William and Mary Gloucester Point, VA 23062, p. 327.
- Partheniades, E., 1965. Erosion and deposition of cohesive soils. *J. Hydraul. Div.* 91, 105–139.
- Peña, M., Katsev, S., Oguz, T., Gilbert, D., 2010. Modeling dissolved oxygen dynamics and coastal hypoxia. *Biogeosciences* 6, 9195–9256. doi:10.5194/bgd-6-9195-2009
- Pleau, M., Colas, H., Lavallée, P., Pelletier, G., Bonin, R., 2005. Global optimal real-time control of the Quebec urban drainage system. *Environ. Model. Softw.* 20, 401–413. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.02.009
- Rabalais, N.N., Cai, W.-J., Carstensen, J., Conley, D.J., Fry, B., Hu, X., Quiñones-Rivera, Z., Rosenberg, R., Slomp, C.P., Turner, R.E., Voss, M., Wissel, B., Zhang, J., 2014. Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean. *Oceanography* 27, 172–183. doi:10.5670/oceanog.2014.21
- Rabalais, N.N., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D., Zhang, J., 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused coastal hypoxia. *Biogeosciences* 7, 585–619. doi:10.5194/bgd-6-9359-2009
- Regnier, P., Steefel, C.I., 1999. A high resolution estimate of the inorganic nitrogen flux from the Scheldt estuary to the coastal North Sea during a nitrogen-limited algal bloom, spring 1995. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 1359–1374.
- Relexans, J.C., Etcheber, H., 1982. cycles saisonnier de la matière organique particulaire à la limite amont de l'estuaire de la Gironde. *Compte-rendu l'académie des Sci.* 861–864.

- Relexans, J.C., Meybeck, M., Billen, G., Brugeaille, M., Etcheber, H., Somville, M., 1988. Algal and microbial processes involved in particulate organic matter dynamics in the Loire estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 27, 625–644. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714\(88\)90072-8](http://dx.doi.org/10.1016/0272-7714(88)90072-8)
- Reyes, E., Merino, M., 1991. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancun, Mexico). *Estuaries* 14, 372–381. doi:10.2307/1352262
- Robins, P.E., Skov, M.W., Lewis, M.J., Giménez, L., Davies, A.G., Malham, S.K., Neill, S.P., McDonald, J.E., Whitton, T.A., Jackson, S.E., Jago, C.F., 2016. Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 169, 119–135. doi:10.1016/j.ecss.2015.12.016
- Robitaille, L., Komorowski, F., Fortier, V., Chadoutaud, E., Rousseau, J.-P., 2016. Gestion Dynamique des RUTP du bassin versant Louis Fargue à Bordeaux: en route vers une seconde phase de déploiement. NOVATECH 2016.
- Robson, B.J., 2014. When do aquatic systems models provide useful predictions, what is changing, and what is next? *Environ. Model. Softw.* 61, 287–296. doi:10.1016/j.envsoft.2014.01.009
- Romana, L.A., Thouvenin, B., Sammari, C., 1992. Modèle mathématique sur la nitrification et le cycle de l'oxygène dissous en estuaire de la Seine. Rapport interne IFREMER DEL/CCM/92-06.
- Ruelland, D., Billen, G., 2002. Développements méthodologiques en matière de modèles et gestion de données. SENEQUE 3, logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. Rapport technique, PIREN-Seine.
- Rykiel, E.J., 1996. Testing ecological models: The meaning of validation. *Ecol. Modell.* 90, 229–244. doi:10.1016/0304-3800(95)00152-2
- Saari, H.K., Schmidt, S., Castaing, P., Blanc, G., Sautour, B., Masson, O., Cochran, J.K., 2010. The particulate $^{7}\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ and $^{234}\text{Th}/^{210}\text{Pb}$ activity ratios as tracers for tidal-to-seasonal particle dynamics in the Gironde estuary (France): Implications for the budget of particle-associated contaminants. *Sci. Total Environ.* 408, 4784–4794. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.07.017
- Samedy, V., Lepage, M., 2014. Feasibility study for echo-integration use in the Zeeschelde estuary and comparison with the Garonne river estuary, Irstea. ed. Irstea Centre De Bordeaux, Bordeaux, p.52.
- Sanford, L.P., Halka, J.P., 1993. Assessing the paradigm of mutually exclusive erosion and deposition of mud, with examples from upper Chesapeake Bay. *Mar. Geol.* 114, 37–57.
- Savoie, N., David, V., Morisseau, F., Etcheber, H., Abril, G., Billy, I., Charlier, K., Oggian, G., Derriennic, H., Sautour, B., 2012. Origin and composition of particulate organic matter in a macrotidal turbid estuary: The Gironde Estuary, France. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 108, 16–28. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.005>
- Schäfer, J., Blanc, G., 2002. Relationship between ore deposits in river catchments and

- geochemistry of suspended particulate matter from six rivers in southwest France. *Sci. Total Environ.* 298, 103–118. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00196-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00196-1)
- Schmidt, S., Bernard, C., Escalier, J.-M., Etcheber, H., Lamouroux, M., 2016a. Assessing and managing the risks of hypoxia in transitional waters: a case study in the tidal Garonne River (South-West France). *Environ. Sci. Pollut. Res.* doi:10.1007/s11356-016-7654-5
- Schmidt, S., Etcheber, H., Sottolichio, A., Castaing, P., 2016b. Le réseau MAGEST: bilan de 10 ans de suivi haute-fréquence de la qualité des eaux de l'estuaire de la Gironde, in: Schmitt, F.G., Lefevre, A. (Eds.), *Mesures Haute Résolution Dans L'environnement Marin Côtier*. Presses du CNRS.
- Scully, M.E., 2013. Physical controls on hypoxia in Chesapeake Bay: A numerical modeling study. *J. Geophys. Res. Ocean.* 118, 1239–1256. doi:10.1002/jgrc.20138
- Seneviratne, S.I., Donat, M.G., Mueller, B., Alexander, L. V., 2014. No pause in the increase of hot temperature extremes. *Nat. Clim. Chang.* 4, 161–163. doi:10.1038/nclimate2145
- Skerratt, J., Wild-Allen, K., Rizwi, F., Whitehead, J., Coughanowr, C., 2013. Use of a high resolution 3D fully coupled hydrodynamic, sediment and biogeochemical model to understand estuarine nutrient dynamics under various water quality scenarios. *Ocean Coast. Manag.* 83, 52–66. doi:10.1016/j.ocecoaman.2013.05.005
- Soetaert, K., Middelburg, J.J., 2009. Modeling eutrophication and oligotrophication of shallow-water marine systems: the importance of sediments under stratified and well-mixed conditions, in: Andersen, J.H., Conley, D.J. (Eds.), *Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards Better Understanding and Management Strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20--23 June 2006, Nyborg, Denmark*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 239–254. doi:10.1007/978-90-481-3385-7_20
- Soetaert, K., Middelburg, J.J., Heip, C., Meire, P., Van, S., Maris, T., Damme, S. Van, 2006. Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnol. Oceanogr.* 51, 409–423.
- Soetaert, K., Middelburg, J.J., Herman, P.M.J., Buis, K., 2000. On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models. *Earth Sci. Rev.* 51, 173–201. doi:10.1016/S0012-8252(00)00004-0
- Sottolichio, A., 1999. Modélisation de la dynamique des structures turbides (bouchon vaseux et crème de vase) dans l'estuaire de la Gironde. Université de Bordeaux, p.173.
- Sottolichio, A., Castaing, P., 1999. A synthesis on seasonal dynamics of highly concentrated structures in the Gironde estuary. *Comptes Rendus l'Academie Sci. – Ser. Ila Sci. la Terre des Planetes* 329, 795–800. doi:10.1016/S1251-8050(00)88634-6
- Sottolichio, A., Castaing, P., Etcheber, H., Maneux, E., Schmeltz, M., Schmidt, S., 2011. Observations of suspended sediment dynamics in a highly turbid macrotidal estuary , derived from continuous monitoring 1579–1583.
- Sottolichio, A., Hir, P. Le, Castaing, P., 2000. Modeling mechanisms for the stability of the turbidity maximum in the Gironde estuary, France. *Proc. Mar. Sci.* 3, 373–386.

- Steele, J.H., 1962. Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Ocean.* 7, 137–150.
- Taguchi, F., Fujiwara, T., 2010. Carbon dioxide stored and acidified low oxygen bottom waters in coastal seas, Japan. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86, 429–433. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.07.037>
- Talke, S. a., Swart, H.E., Jonge, V.N., 2009. An Idealized Model and Systematic Process Study of Oxygen Depletion in Highly Turbid Estuaries. *Estuaries and Coasts* 32, 602–620. doi:[10.1007/s12237-009-9171-y](https://doi.org/10.1007/s12237-009-9171-y)
- Tengberg, a, Almroth, E., Hall, P., 2003. Resuspension and its effects on organic carbon recycling and nutrient exchange in coastal sediments: in situ measurements using new experimental technology. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 285–286, 119–142. doi:[10.1016/S0022-0981\(02\)00523-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00523-3)
- Testa, J.M., Li, Y., Lee, Y.J., Li, M., Brady, D.C., Di Toro, D.M., Kemp, W.M., Fitzpatrick, J.J., 2014. Quantifying the effects of nutrient loading on dissolved O₂ cycling and hypoxia in Chesapeake Bay using a coupled hydrodynamic–biogeochemical model. *J. Mar. Syst.* 139, 139–158. doi:[10.1016/j.jmarsys.2014.05.018](https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2014.05.018)
- Thouvenin, B., Le Hir, P., Romana, L.A., 1994. Dissolved oxygen model in the Loire estuary. *Chang. fluxes estuaries Implica- tions from Sci. to Manag. Acad.* 169–178.
- Tinsley, D., 1998. The Thames estuary: a history of the impact of humans on the environment and a description of the current approach to environmental management, in: Attrill, M. (Ed.), *A Rehabilitated Estuarine Ecosystem SE - 2*. Springer US, pp. 5–26. doi:[10.1007/978-1-4419-8708-2_2](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8708-2_2)
- Vacher, L., 2004. Étude par fluorescence des propriétés de la matière organique dissoute dans les systèmes estuariens. Cas des estuaires de la Gironde et de la Seine. Université de Bordeaux 1, p.290.
- Valle-Levinson, A., 2010. *Contemporary Issues in Estuarine Physics*, Cambridge. ed.
- Van Maanen, B., Sottolichio, A., 2013. Hydro- and sediment dynamics in the Gironde estuary (France): Model validation and sea level rise effects. *Coast. Dyn.* 1787–1798.
- Vanderborght, J.-P., Folmer, I.M., Aguilera, D.R., Uhrenholdt, T., Regnier, P., 2007. Reactive-transport modelling of C, N, and O₂ in a river–estuarine–coastal zone system: Application to the Scheldt estuary. *Mar. Chem.* 106, 92–110. doi:[10.1016/j.marchem.2006.06.006](https://doi.org/10.1016/j.marchem.2006.06.006)
- Vanderborght, J.P., Vanderborght, J.P., Wollast, R., Wollast, R., Loijens, M., Loijens, M., Regnier, P., Regnier, P., 2002. Application of a transport-reaction model to the estimation of biogas uxes in the Scheldt estuary 1. *Biogeochemistry* 59, 207–237.
- Vaquer-Sunyer, R., Duarte, C.M., 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 15452–15457. doi:[10.1073/pnas.0803833105](https://doi.org/10.1073/pnas.0803833105)
- Verity, P.G., Alber, M., Bricker, S.B., 2006. Development of Hypoxia in Well-mixed Subtropical Estuaries in the Southeastern USA. *Estuaries and Coasts* 29, 665–673.

- Veyssy, E., 1998a. Transferts de matières organiques des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour. Université de Bordeaux 1, p.262.
- Villate, F., Iriarte, A., Uriarte, I., Intxausti, L., de la Sota, A., 2013. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 234–46. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.03.010
- Wanninkhof, R., 1992. Relationship Between Wind Speed and Gas Exchange. *J. Geophys. Res.* 97, 7373–7382.
- Wild-Allen, K., Herzfeld, M., Thompson, P. a., Rosebrock, U., Parslow, J., Volkman, J.K., 2009. Applied coastal biogeochemical modelling to quantify the environmental impact of fish farm nutrients and inform managers. *J. Mar. Syst.* 81, 134–147. doi:10.1016/j.jmarsys.2009.12.013
- Willmott, C.J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 63, 1309-1313.
- Xia, M., Craig, P.M., Wallen, C.M., Stoddard, A., Mandrup-Poulsen, J., Peng, M., Schaeffer, B., Liu, Z., 2011. Numerical Simulation of Salinity and Dissolved Oxygen at Perdido Bay and Adjacent Coastal Ocean. *J. Coast. Res.* 27, 73–86. doi:10.2112/JCOASTRES-D-09-00044.1
- Xue, P., Chen, C., Qi, J., Beardsley, R.C., Tian, R., Zhao, L., Lin, H., 2014. Mechanism studies of seasonal variability of dissolved oxygen in Mass Bay: A multi-scale FVCOM/UG-RCA application. *J. Mar. Syst.* 131, 102–119. doi:10.1016/j.jmarsys.2013.12.002
- Zappa, C.J., McGillis, W.R., Raymond, P.A., Edson, J.B., Hints, E.J., Zemmelen, H.J., Dacey, J.W.H., David, T.H., 2007. Environmental turbulent mixing controls on air-water gas exchange in marine and aquatic systems. *Geophys. Res. Lett.* 34. doi:10.1029/2006GL028790
- Zappa, C.J., Raymond, P.A., Terray, E.A., McGillis, W.R., 2003. Variation in Surface Turbulence and the Gas Transfer Velocity over a Tidal Cycle in a Macro-tidal Estuary. *Estuaries* 26, 1401–1415.
- Zhang, H., Li, S., 2010. Effects of physical and biochemical processes on the dissolved oxygen budget for the Pearl River Estuary during summer. *J. Mar. Syst.* 79, 65–88. doi:10.1016/j.jmarsys.2009.07.002
- Zhang, J., Gilbert, D., Gooday, a. J., Levin, L.A., Naqvi, S.W.A., Middelburg, J.J., Scranton, M., Ekau, W., Peña, A., Dewitte, B., Oguz, T., Monteiro, P.M.S., Urban, E., Rabalais, N.N., Ittekkot, V., Kemp, W.M., Ulloa, O., Elmgren, R., Escobar-Briones, E., Van Der Plas, a. K., 2010. Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: Synthesis and future development. *Biogeosciences* 7, 1443–1467. doi:10.5194/bg-7-1443-2010
- Zhang, P., Pang, Y., Pan, H., Shi, C., Huang, Y., Wang, J., 2015. Factors Contributing to Hypoxia in the Minjiang River Estuary, Southeast China. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 12, 9357–9374. doi:10.3390/ijerph120809357

- Zhang, S.-X., Li, X., Lin, X., 2011. Numerical simulation of reaction-diffusion process about sewage discharge in Yangtze Estuary, in: Seventh International Conference on Natural Computation. Ieee, pp. 2156–2160.
- Zhao, W., Zhu, X., Sun, X., Shu, Y., Li, Y., 2015. Water quality changes in response to urban expansion: spatially varying relations and determinants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 16997–17011. doi:10.1007/s11356-015-4795-x
- Zheng, L., Chen, C., Zhang, F.Y., 2004. Development of water quality model in the Satilla River Estuary, Georgia. *Ecol. Modell.* 178, 457–482. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.01.016
- Zillén, L., Conley, D.J., Andrén, T., Andrén, E., Björck, S., 2008. Past occurrences of hypoxia in the Baltic Sea and the role of climate variability, environmental change and human impact. *Earth-Science Rev.* 91, 77–92. doi:10.1016/j.earscirev.2008.10.001
- Zouiten, H., Díaz, C.Á., Gómez, A.G., Cortezón, J.A.R., Alba, J.G., 2013. An advanced tool for eutrophication modeling in coastal lagoons: Application to the Victoria lagoon in the north of Spain. *Ecol. Modell.* 265, 99–113. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.06.009

Liste des figures

Chapitre I

- Figure I.1 :** Distribution des hypoxies côtières. Les points rouges représentent les hypoxies attribuées aux activités humaines. La ligne noire celles sur les plateaux continentaux liées aux upwellings. (Rabalais, 2010).....9
- Figure I.2 :** Processus agissant sur le bilan d’oxygène dans le cas d’un estuaire stratifié (a) et mélangé (b). Les flèches rouges représentent les processus hétérotrophes consommateurs d’oxygène et les flèches vertes représentent les processus autotrophes producteurs d’oxygène. MOP : matière organique particulaire, la pycnocline correspond à la profondeur de fort gradient de densité (Verity et al., 2006 modifié). 11
- Figure I.3 :** Réponse de l’hypoxie aux apports de nutriments et de MO (Kemp et al., 2009) 17
- Figure I.4 :** Carte de l’estuaire de la Gironde. Les points rouges représentent les 4 stations MAGEST (Libourne, Portets, Bordeaux et Pauillac). Les triangles violets représentent la position des déversoirs d’orage (DO) et les carrés verts la position de stations d’épuration (STEP). Les distances sont notées en point kilométrique (PK) avec le PK0 au pont de Pierre de Bordeaux, PK100 à l’embouchure (entre Royan et la pointe de Grave) et PK-70 à l’amont de Garonne. Les stations MAGEST de Bordeaux et Portets sont situées au PK4 et PK-20. La zone orange représente la zone de Bordeaux où les flux biogéochimiques sont calculés. 19
- Figure I.5 :** Marégraphe (en m) sur Le Verdon (bleu), Pauillac (vert) et Bordeaux (rouge) le 1/03/2006. (Données du Port de Bordeaux).....21
- Figure I.6 :** Schéma explicatif de l’asymétrie de la marée et de la formation du bouchon vaseux d’après Allen et al. (1980).21
- Figure I.7 :** Schéma explicatif de la circulation résiduelle de densité22
- Figure I.8 :** Sur 10 années, débit journalier de la Garonne et la Dordogne (a), marnage à Bordeaux (b), turbidité en NTU (moyenne par marée) à Pauillac (c), Bordeaux (d), Portets (e) et Libourne (f). La courbe rouge représente les moyennes lissées selon un filtre de passe-bas, pour souligner la tendance de la turbidité (Jalón-Rojas et al., 2015).....23
- Figure I.9 :** (a) Localisation des stations d’épuration et de leurs zones d’influence. (b) Les points verts représentent les déversoirs d’orage et les rectangles oranges les STEPs de l’ensemble du réseau urbain de la Métropole de Bordeaux29

Figure I.10 : Évolution interannuelle et saisonnière des concentrations moyennes mensuelles en oxygène dissous (mg.L^{-1}) en bleu et de la turbidité (NTU) à Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne de 2005 à 2015.	33
Figure I.11 : Évolution temporelle de la hauteur d'eau (m), température, turbidité (NTU) et de l'oxygène (% de saturation) sur Bordeaux du 01/09/2006 au 20/09/2006 (Lanoux et al., 2013).	34
Figure I.12 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) sur Pauillac (bleu), Bordeaux (rouge), Portets (vert) et Libourne (violet) sur l'année 2011.	35
Figure I.13 : (a) Hauteur d'eau (m) et (b) variation de l'oxygène dissous (mg.L^{-1}) à l'échelle du cycle de marée du 12/07/2006 au 14/07/2006 sur Bordeaux (bleu), Portets (vert) et Libourne (rouge).	36

Chapitre II

Figure II.1 : Évolution de la vitesse de chute en fonction de la concentration des MES (Benaouda, 2008).....	54
Figure II.2 : La bathymétrie de l'estuaire de la Gironde (a), le domaine de calcul du modèle SiAM-3D (b) et le maillage du modèle sur le domaine de visualisation des données (c).	56
Figure II.3 : Représentation du maillage vertical 3D	57
Figure II.4 : Processus biogéochimique du modèle d'oxygène	59
Figure II.5 : Évolution temporelle des concentrations en MES (g.L^{-1}) en surface sur Pauillac (a), Bordeaux (b), Portets (c) et Libourne (d) simulées en 2006 : (1) sans limitation par la salinité et pour différentes salinités limites S_{lim} : $S_{\text{lim}}=3$ (2), $S_{\text{lim}}=5$ (3) et $S_{\text{lim}}=7$ (4).	67
Figure II.6 : Moyenne mensuelle du COP _{phyto} en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.	71
Figure II.7 : Moyenne mensuelle du COP _{détritus} mesurée en amont de la Garonne (rouge) et de la Dordogne (bleu) et les valeurs insérées dans le modèle sur les deux fleuves sont en vert. Les données sont issues de Veyssy (1998).	72
Figure II.8 : Moyenne mensuelle du COD _{fluvial} en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.	72

Figure II.9 : Moyenne mensuelle du NH_4^+ en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.	73
Figure II.10 : Moyenne mensuelle du NO_3^- en amont de la Garonne (gauche) et la Dordogne (droite). Les observations sont en rouge (Veyssy, 1998a) et les valeurs insérées dans le modèle sont en vert.	73
Figure II.11 : Évolution temporelle du coefficient k_{600} (cm.h^{-1}) et de l'OD (%) en 2006 sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne. La courbe bleue est la simulation de référence et la courbe rouge la correction du k_{600} pour les fortes concentrations en MES.....	79
Figure II.12 : Localisation géographique (gauche) et dans le maillage du modèle (droite) des points de rejets des 2 STEPs (carré vert) et des 9 déversoirs d'orage (triangle violet) sur la Garonne.....	80
Figure II.13 : Moyenne journalière des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux. Les flux de minéralisation sont notés « COP_i » et « COD_i », avec i les différentes origines (i = litière, détritux, fluvial, DO, STEP)	82
Figure II.14 : La différence d'oxygène dissous (OD) à Bordeaux entre la simulation de référence et la simulation perturbée en %sat pour l'année 2006. Sensibilité au k_P^{DO} (a), k_P^{STEP} (b), k_P^{lit} (c), k_{nit} (d), k_D^{fluvial} (e), U_{10} (f), à la condition limite de l'OD en amont (g), à la condition limite du $\text{COP}_{\text{litière}}$ en amont (h) et à la condition limite du $\text{COD}_{\text{fluvial}}$ en amont (i).	86
Figure II.15 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la hauteur d'eau (m) sur Pauillac et Bordeaux	89
Figure II.16 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) de salinité en surface sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) à Pauillac (a, e), Bordeaux (b, f), Portets (c, g)et Libourne (d, h).	89
Figure II.17 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la concentration en MES (g.L^{-1}) sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne.....	91
Figure II.18 : Comparaison du modèle (vert) avec les mesures (bleu) sur l'année 2005 (en haut) et 2006 (en bas) de la concentration en oxygène (%) sur Pauillac, Bordeaux, Portets et Libourne.....	92

Chapitre III

- Figure III.1:** The Gironde Estuary in Southwest of France. The distance is noted by kilometric points (PK), with PK100 the mouth and PK-70 the upstream limit. Red points represents water quality monitoring station, with PK4 the location of Bordeaux station. The area in orange represents the area of Bordeaux where the biogeochemical fluxes are calculated. The purple line represents the 200 m isobath. 100
- Figure III.2:** Schematic of biogeochemical model developed for the Gironde Estuary..... 105
- Figure III.3:** Observed versus simulated variables in Bordeaux for years 2005 and 2006: (a) water level in m, (b) salinity, (c) SSC in g.L^{-1} and (d) DO in %sat..... 109
- Figure III.4:** Temporal evolution between the 1st of January and 31st of October 2006 at Bordeaux of: temperature (a), river flow in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (b), simulated (blue) and observed (green) DO concentration in %sat (c), simulated (blue) and observed (green) SSC in g L^{-1} (d). In the vicinity of Bordeaux, the daily average biogeochemical process rates affecting DO in $\mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$, mineralization of TOC (POC+DOC) from WS (green), SO (blue), WWTP (magenta), nitrification (cyan) and aeration (black) (e); and the TOC concentration from WS (green), SO (blue) and WWTP (magenta) (f). Please note that SSC reaches a maximum value of 5.7 g.L^{-1} , because the turbidity sensors were saturated at the constant value of 9999 NTU in summer. 111
- Figure III.5:** Temporal evolution during September 2006 at Bordeaux of: temperature (a), water level in m (blue) and river flow in $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ (green) (b), simulated (blue) and observed (green) DO concentrations in %sat (c), and SSC in g L^{-1} (d). In the vicinity of Bordeaux, the daily average of the biogeochemical process rates affecting DO in $\mu\text{mol L}^{-1} \text{d}^{-1}$, mineralization of TOC (POC+DOC) from WS (green), SO (blue), WWTP (magenta), nitrification (cyan) and aeration (black) (e); and the TOC concentration from WS (green), SO (blue) and WWTP (magenta) (f). Please note that SSC reaches a maximum value of 5.7 g.L^{-1} , because the turbidity sensors were saturated at the constant value of 9999 NTU in summer. 112
- Figure III.6:** Simulated distribution of maximum near-bottom SSC in g.L^{-1} (top), and minimum surface DO in %sat (bottom) during February 2006 (left) and July 2006 (right). 116
- Figure III.7:** Vertical profile of temporal evolution between 1st January and the 31th October 2006 at Bordeaux of: rivers discharge in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (a), simulated daily average DO in %sat (b), SSC in g.L^{-1} (c) and salinity in psu (d). 117

Figure III.8: Snapshot of the vertical transect of the DO concentration in %sat (top) and SSC in $g L^{-1}$ (bottom) along the Garonne tidal river during high tide at neap tide (NT) and spring tide (ST). P1, P2 and P3 indicate the locations of Bec d'Ambès, Bordeaux and Portets, respectively. 120

Figure III.9: (a) River flow discharge. (b) Comparison of two simulations of DO variation in %sat at Bordeaux between the 1st of January and 31st of October 2006: Inputs from WS only (green), Inputs from WS, WWTP and SO (blue). (c) DO minimum (%sat) as a function of POC input (tC/10 months): simulation 1 reference: inputs from WS, simulation 2: inputs from WS and SO, simulation 3: inputs from WS and WWTP, simulation 4: inputs from WS, WWTP and SO. 121

Chapitre IV

Figure IV.1 : Différence de température de surface de l'eau (SST) entre 1860 et 2100 prévue par les modèles globaux (Cocco et al., 2013). Les modèles sont issus de l'Institut Pierre Simon Laplace (IPSL), l'Institut de Météorologie Max Planck (MPIM), du Centre de Recherche National Atmosphérique (CCSM1.4 et CCSM3), de l'Université de Bergen et du Centre de Recherche Climatique Bjerknes (BCM-C), du Laboratoire de Dynamique des Fluides Géophysiques de Princeton (GFDL), et du Centre GEOMAR (UVIC2-8). 130

Figure IV.2 : (a) Évolution du débit moyen annuel de la Garonne depuis 1959 ; (b) nombre de jours par an où le débit est $> 3400 m^3.s^{-1}$; (c) nombre de jours par an où le débit est $< 110 m^3.s^{-1}$ (Modifiée de Schmidt et al., 2016b). Données issues de www.hydrofrance.fr station Tonneins. 132

Figure IV.3 : Prévission des modèles climatiques de l'évolution de l'élévation du niveau marin moyen jusqu'en 2100 (IPCC, 2013). 133

Figure IV.4 : Projections démographiques à l'horizon 2030 de la Gironde, de la CUB (communauté urbaine de Bordeaux, devenue Bordeaux Métropole en 2015) et du reste du département (Source : Insee, Recensements de la population 1990 et 1999). 134

Figure IV.5 : Simulation de référence : Évolution des débits fluviaux (a), de la température (b) et des débits rejetés par les STEPs et DOs (c) pour l'année 2006. La température médiane est calculée sur la période 2005 à 2015 (courbe bleue) et l'enveloppe verte représente les minima et maxima. 135

Figure IV.6 : (a) évolution temporelle (horaire) du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (b) des MES, (c) de la salinité, (d) du COP

d'origine urbaine, (e) de l'ammonium et (f) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour la simulation de référence. L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.....	140
Figure IV.7 : Évolution de la température (a) et de l'oxygène (b) sur Bordeaux pour les différents scénarii simulés (une donnée par jour).....	141
Figure IV.8 : Évolution du taux de saturation minimale en oxygène (points noirs) et la référence de l'hypoxie (2 mg.L ⁻¹ , points rouges) en fonction de l'augmentation de la température à Bordeaux (a) et Portets (b).	142
Figure IV.9 : Valeurs moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii d'augmentation de la température : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).	142
Figure IV.10 : (1) évolution temporelle (horaire) du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii 100 m ³ .s ⁻¹ (a), 80 m ³ .s ⁻¹ (b), 60 m ³ .s ⁻¹ (c) et 40 m ³ .s ⁻¹ (d). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.....	144
Figure IV.11 : Temps de renouvellement de la moitié du volume (points bleus) et oxygène dissous calculé par effet de dilution entre les eaux du bouchon vaseux à 30 %sat et les eaux fluviales à 90 %sat (carrés noirs) à Bordeaux (a) et Portets (b).....	146
Figure IV.12 : Évolution du taux de saturation minimale en oxygène (points noirs) et de la référence de l'hypoxie (2 mg.L ⁻¹ , points rouges) en fonction du débit estival de la Garonne à Bordeaux (a) et Portets (b).	147
Figure IV.13 : Moyenne estivale des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii de variation du débit de la Garonne : 1-nitrification, 2-minéralisation du COP urbain, 3-minéralisation du COP litière, 4-minéralisation du COD urbain, 5-minéralisation du COD fluvial.	148
Figure IV.14 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii +10 cm (a), +20 cm (b) et +40 cm (c). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.	149
Figure IV.15 : En haut, l'évolution temporelle du débit de la Garonne (rouge) et la Dordogne (bleu). En bas, l'évolution temporelle de l'oxygène à Bordeaux avec les rejets de 2006 (vert)	

et avec une augmentation de la population (c.à.d. rejets de 2006 sont augmentés de 50%, bleu). 150

Figure IV.16 : Moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii de référence (ref) et d'augmentation de population (+POP). 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial). 151

Figure IV.17 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (2) des MES, (3) de la salinité, (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii 2050 (a) et 2100 (b). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets. 153

Figure IV.18 : Moyenne estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux (a) et de Portets (b) pour les scénarii de 2050 et 2100 : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial). 154

Figure IV.19 : Simulation de référence : évolution journalière des débits fluviaux (a), de la température (b) et des débits rejetés par les STEPs et DOs (c). La température médiane est calculée sur la période 2005 à 2015 (courbe bleue) et l'enveloppe verte représente les minima et les maxima. 159

Figure IV.20 : Débits d'eaux urbaines déversées par les déversoirs d'orage et les STEPs (b) pour les rejets de 2014 (bleu) et lors d'une réduction de 50% des rejets des déversoirs d'orage (rouge). 161

Figure IV.21 : Carte de l'estuaire de la Gironde. Les distances sont notées en point kilométrique (PK). Les points verts représentent les points de rejets simulés : PK15=Parempuyre et PK25=Bec d'Ambès. Les points rouges représentent les 4 stations MAGEST : Libourne, Portets (PK-20), Bordeaux (PK4) et Pauillac. Les triangles violets représentent la position des déversoirs d'orage (DO) et les carrés verts la position de stations d'épuration (STEP). La zone orange représente la zone de Bordeaux, où sont calculés les flux biogéochimiques. 163

Figure IV.22 : Carte du bassin versant de la Garonne, illustrant le dispositif du soutien d'étiage (SMEAG). 164

Figure IV.23 : (a) évolution journalière des débits fluviaux, (b) évolution temporelle (toutes les 5 min) des débits déversés par les rejets urbains en 2006 et 2014, (c) évolution temporelle de l'oxygène dissous en % de saturation avec les rejets de 2006 et 2014. 169

Figure IV.24 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous en % de saturation : en rouge avec les rejets urbains de 2014, et en bleu avec les rejets urbains des déversoirs d'orage réduits de 10% (a), 20% (b), 30% (c), 40% (d) et 50% (e). En noir la courbe d'hypoxie (OD=2 mg.L ⁻¹) et en vert les débits déversés par les déversoirs d'orage en 2014.	171
Figure IV.25 : Évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) (1) des MES, (2) du COP d'origine urbaine (POC WW), (3) de l'ammonium et (4) de la saturation en oxygène dissous le long de la Garonne pour les scénarii de déplacement de rejets urbains : sur la métropole de Bordeaux (a), au PK15 (b) et au PK25 (c). L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.	172
Figure IV.26 : Évolution temporelle de l'oxygène dissous à Bordeaux (a), Parempuyre (b) et Bec d'Ambès (c) pour des déversements des rejets urbains sur la métropole de Bordeaux (rouge), à Parempuyre (PK15) (vert) et au Bec d'Ambès (PK25) (bleu). En noir la courbe d'hypoxie (OD=2 mg.L ⁻¹).	173
Figure IV.27 : Moyennes estivales des flux biogéochimiques consommateurs d'oxygène dans la zone de Bordeaux pour les scénarii d'augmentation de la température : 1-nitrification, 2-minéralisation du CO provenant des rejets urbains, 3-minéralisation du CO provenant du bassin versant (COP litière + COD fluvial).	174
Figure IV.28 : (1) évolution temporelle du débit et de la température ; évolution spatio-temporelle (moyennes journalières) des MES (2), de la salinité (3) et de la saturation en oxygène dissous (4) le long de la Garonne, pour la référence (a) et les scénarii de soutien d'étiage long de +10 m ³ .s ⁻¹ sur 67 jours (b), +20 m ³ .s ⁻¹ sur 33 jours (c) et + 30 m ³ .s ⁻¹ sur 22 jours. L'axe y indique les points kilométriques avec : PK4 et PK-20 les stations MAGEST de Bordeaux et Portets.	176
Figure IV.29 : Évolution temporelle du débit de la Garonne (1), de l'oxygène dissous en % de saturation à Bordeaux (2) et à Portets (3) dans les cas de la simulation de référence (bleu) et lors d'un soutien d'étiage court (3 jours) en vive-eau (violet) de 100 m ³ .s ⁻¹ (a), 200 m ³ .s ⁻¹ (b) et 400 m ³ .s ⁻¹ (c). La courbe noire représente le seuil d'hypoxie. ST= vive-eau et NT= morte-eau.	178
Figure IV.30 : Évolution temporelle du débit de la Garonne (1), de l'oxygène dissous en % de saturation à Bordeaux (2) et à Portets (3) dans les cas de la simulation de référence (bleu) et lors d'un soutien d'étiage court (3 jours) en morte-eau (violet) de 100 m ³ .s ⁻¹ (a), 200 m ³ .s ⁻¹ (b) et 400 m ³ .s ⁻¹ (c). La courbe noire représente le seuil d'hypoxie. ST= vive-eau et NT= morte-eau.	179

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I.1 : Classification des hypoxies selon les échelles temporelles et les caractéristiques du système (Kemp et al., 2009; Zhang et al., 2010)	14
Tableau I.2 : Concentration du COP, COD et NH_4^+ en $\mu\text{mol.L}^{-1}$ pour les STEPs Clos de Hilde et Louis Fargue et le déversoir d'orage (DO) du Peugue en 2010 et 2011 (avant réhabilitation de la STEP Louis Fargue) (Lanoux, 2013).....	30
Tableau I.3 : Flux moyens rejetés par les STEPs Clos de Hilde, Louis Fargue et le déversoir d'orage (DO) du Peugue en 2010 et 2011 (avant réhabilitation de la STEP Louis Fargue) (Lanoux, 2013). TP = temps de pluie	31
Tableau I.4 : Grille de qualité des concentrations d'oxygène dissous selon l'IRSTEA	32
Tableau I.5 : Bilan des concentrations en oxygène (moyennes journalières) à Bordeaux, Portets et Libourne. Calculées à partir de 10 ans de données MAGEST de 2005 à 2015 (à 2012 pour Portets).....	35
Tableau I.6 : Les processus associés pour chaque variable d'état dans la colonne d'eau.....	39
Tableau I.7 : Exemples de modèles biogéochimiques	43

Chapitre II

Tableau II.2 : Le rapport $X_{\text{litière_Dor}}$ pour la Dordogne	70
Tableau II.3 : Les rapports $X_{\text{litière_Garmodel}}$ et $X_{\text{litière_Dormodel}}$ insérés dans le modèle pour évaluer les concentrations en $\text{COP}_{\text{litière}}$ à la limite amont en Garonne et Dordogne en fonction du débit journalier de la période simulée.....	70
Tableau II.4 : Valeurs des cinétiques de dégradation du carbone organique.....	75
Tableau II.5 : Formules des paramètres intervenant dans les équations du modèle biogéochimique.....	76
Tableau II.6 : Valeurs des paramètres intervenant dans les équations du modèle biogéochimique.....	77
Tableau II.7 : Moyenne annuelle de la contribution des flux biogéochimiques sur la consommation d'oxygène sur la zone de Bordeaux. Les flux de minéralisation sont notés	

« COP _i » et « COD _i », avec i les différentes origines (i= litière, détrit, fluvial, DO, STEP).	82
Tableau II.8 : Sensibilité (S) des résultats en oxygène dissous à Bordeaux vis à vis de chacun des paramètres et des conditions testées. S ODmoyen : sensibilité pour la valeur moyenne en oxygène dissous sur toute l'année à Bordeaux. S ODminimum : sensibilité pour la valeur minimum d'oxygène dissous rencontrée dans l'année à Bordeaux.	83
Tableau II.9 : Résultats de la validation statistique sur les 4 stations pour l'année 2005 et 2006. N=nombre de mesures et WSS= la valeur du Willmott Skill.	88

Chapitre II

Table III.1: Boundary conditions and point sources of variables in $\mu\text{mol.L}^{-1}$	107
Table III.2: Statistical validation table for 2005-2006, N = number of measure, WSS = Willmott Skill Score. Units of bias are in the units of the parameters: water level in m, SSC in g.L^{-1} and DO in %sat.	109
Table III.3: Sensitivity analysis results of parameters variations affecting DO concentration in Bordeaux.....	115

Chapitre IV

Tableau IV.1 : Forçages des différents scénarii simulés par le modèle	137
Tableau IV.2 : Minimum d'oxygène (saturation) et la température correspondante, et nombre de jours d'hypoxies à Bordeaux et Portets pour chacun des scénarii simulés.....	138
Tableau IV.3 : Quantité annuelle de COP, COD et NH_4^+ déversée par les STEPs (CH=Clos de Hilde et LF= Louis Fargue) et les déversoirs d'orage (DO) en 2006 et 2014.	160
Tableau IV.4 : Quantité annuelle de COP, COD et NH_4^+ déversée par les STEPs (CH=Clos de Hilde et LF= Louis Fargue), les déversoirs d'orage (DO) et totaux pour chaque scénario de réduction de rejets des déversoirs d'orage (DO).....	162
Tableau IV.5 : Forçages des différents scénarii simulés par le modèle	166
Tableau IV.6 : Minimum d'oxygène (saturation) et la température correspondante, et nombre de jours d'hypoxies à Bordeaux et Portets pour chacun des scénarii simulés.....	167
Tableau IV.7 : Temps de renouvellement de la moitié du volume en heures (T 50% volume) et oxygène dissous en %sat calculé par effet de dilution entre les eaux du bouchon vaseux à 30 %sat et les eaux fluviales à 90 %sat à Bordeaux et Portets.	177

Annexes

Table A1: Transport model equations and parameters

Settling velocity W_s (in m.s^{-1})	
<p>for $C \leq C_{w_{max}}$:</p> $w_s = \max\left(w_{min}; \frac{w_{max}}{2} \min(2; C)\right) \quad (1)$ <p>for $C_{w_{max}} < C \leq C_{cr}$:</p> $w_s = w_{max} \left(\max\left(0.05; \frac{1-\lambda_1 C^{\lambda_2}}{1-\lambda_1 C_{w_{max}}^{\lambda_2}}\right) \right)^{4.65} \quad (2)$ <p>for $C > C_{cr}$: $w_s = \gamma_1 C^{\delta_1} \quad (3)$</p>	<p>C is the suspended sediment concentration (in kg.m^{-3}) $C_{w_{max}}$ is the concentration of the maximum settling velocity (end of flocculation), set to 20 g.l^{-1} C_{cr} is the critical concentration for the beginning of hindered settling (set to 60 g.l^{-1}) w_{min} and w_{max} are the minimum and maximum settling velocity for a class of particles $\lambda_1, \lambda_2, \gamma_1$ and δ_1 are empirical constants</p> <p>$\lambda_1 = 0.085 \quad \lambda_2 = 0.5$</p> <p>for the class of heavy particles: $w_{min} = 0.002 \text{ m.s}^{-1} \quad w_{max} = 0.0005 \text{ m.s}^{-1} \quad \gamma_1 = 120 \quad \delta_1 = -3.36$</p> <p>for class of light particles: $w_{min} = 0.001 \text{ m.s}^{-1} \quad w_{max} = 0.0001 \text{ m.s}^{-1} \quad \gamma_1 = 16 \quad \delta_1 = -3.04$</p>
Effect of decreasing salinity	
<p>if $S \geq S_{lim}$: $w_s = \max(w_{s_{min}}; w_s) \quad (4)$</p> <p>if $S < S_{lim}$: $w_s = \max\left(w_{s_{min}}; \frac{S \cdot w_s}{S_{lim}}\right) \quad (5)$</p>	<p>S is the salinity S_{lim} is the salinity limit to start decrease of w_s (set to $S=5$) $w_{s_{lim}}$ is the minimum settling velocity</p>
Erosion flux E (in $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	
$E = E_o \left(\frac{\tau_b}{\tau_{ce}} - 1 \right) \quad (6)$	<p>τ_b: bottom shear stress (N.m^{-2}), E_o : erosion rate ($\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) τ_{ce} : critical shear stress for erosion (N. m^{-2}), depends on the the nature of the bed material and of its consolidation state $\tau_{ce} = x_1 \cdot C_{sed}^{x_2}$, where C_{sed} is the bed sediment concentration, x_1 and x_2 empirical constats $x_1 = 0.0015$ and $x_2 = 0.1$</p>
Deposition flux D (in $\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	
$D = w_s C \left(1 - \frac{\tau_b}{\tau_{cd}} \right) \quad (7)$	<p>τ_{cd} : critical shear stress for deposition (N.m^{-2}) $D=0$ if $\tau_b \geq \tau_{cd}$</p>

Turbulence model	
<p>Eddy viscosity and diffusivity</p> $v_z = v_{z0} + l_m^2 \sqrt{(\partial_x u)^2 + (\partial_y v)^2} \cdot (1 + \alpha_1 Ri)^{\beta_1} \quad (8)$ $k_z = k_{z0} + l_m^2 \sqrt{(\partial_x u)^2 + (\partial_y v)^2} \cdot (1 + \alpha_2 Ri)^{\beta_2} \quad (9)$ <p>Mixing length</p> $l_m = \left(K \cdot \min(z_f, h - z_f, 0.2h) \right) \quad (10)$ <p>Richardson number</p> $Ri = - \frac{g}{\rho} \cdot \frac{\partial \rho / \partial z}{(\partial u / \partial z)^2 + (\partial v / \partial z)^2} \quad (11)$	<p>v_z is the vertical eddy viscosity ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), v_{z0} is a minimum mixing coefficient of $10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$</p> <p>$k_z$ is the vertical eddy diffusivity ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), k_{z0} is the minimum diffusivity</p> <p>u and v are the velocity components</p> <p>l_m is the mixing length</p> <p>K: von Karman constant ($K=0.4$)</p> <p>h: the water depth, z is the vertical coordinate</p> <p>Ri: Richardson number</p> <p>ρ: water density, g is the gravitational acceleration</p> <p>$\alpha_1, \alpha_2, \beta_1, \beta_2$ are empirical constants</p>

Table A2: Non-conservative terms (β_C) for each biogeochemical variable

Symbols	State variables	Processes	Formulation
$\beta_{[POC]_{SO}}$	POC from SO	mineralization	$\beta_{[POC]_{CSO}} = -k_P^{SO} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [POC]_{SO} \cdot (12)$
$\beta_{[POC]_{WWTP}}$	POC from WWTP	mineralization	$\beta_{[POC]_{WWTP}} = -k_P^{WWTP} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [POC]_{WWTP} \cdot (13)$
$\beta_{[POC]_{litter}}$	POC from litter	mineralization	$\beta_{[POC]_{litter}} = -k_P^{litter} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [POC]_{litter} \cdot (14)$
$\beta_{[POC]_{detritu}}$	POC from detritus	mineralization, mortality	$\beta_{[POC]_{detritus}} = -k_P^{detritus} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [POC]_{detritus} + k_m \cdot [POC]_{phyto} \cdot (15)$
$\beta_{[POC]_{phyto}}$	POC from phytoplankton	growth, respiration, mortality	$\beta_{[POC]_{phyto}} = G_{pmax} \cdot \theta^{T-T_{ref}} \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot [POC]_{phyto} - k_R \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [POC]_{phyto} - k_m \cdot [POC]_{phyto} \cdot (16)$
$\beta_{[DOC]_{SO}}$	DOC from SO	mineralization	$\beta_{[DOC]_{CSO}} = -k_D^{SO} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [DOC]_{SO} \cdot (17)$
$\beta_{[DOC]_{WWTP}}$	DOC from WWTP	mineralization	$\beta_{[DOC]_{WWTP}} = -k_D^{WWTP} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [DOC]_{WWTP} \cdot (18)$
$\beta_{[DOC]_{fluvial}}$	DOC from upstream	mineralization	$\beta_{[DOC]_{fluvial}} = -k_D^{fluvial} \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} \cdot [DOC]_{fluvial} \cdot (19)$

Symbols	State variables	Processes	Formulation
$\beta_{[NH_4^+]}$	Ammonium	mineralization, uptake, nitrification	$\beta_{[NH_4^+]} = \left(\frac{N}{C}\right) \cdot (\sum_{i=3} k^i_P \cdot [POC]_i + \sum_{j=3} k^j_D \cdot [POC]_j) \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} + \left(\frac{N}{C}\right)_{Ph} \cdot \left[(k_P^{detritus} \cdot [POC]_{detritus} + k_R \cdot [POC]_{phyto}) \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} - \alpha_N \cdot G_{pmax} \cdot \theta^{T-T_{ref}} \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot [POC]_{phyto} \right] - k_{nit} \cdot f(T) \cdot \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+]+K_{NH_4^+}} \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO_{nit}}} \cdot [NH_4^+] \quad (20)$ <p>i= SO, WWTP, litter and j=SO, WWTP, fluvial</p>
$\beta_{[NO_3^-]}$	Nitrate	nitrification, uptake	$\beta_{[NO_3^-]} = k_{nit} \cdot f(T) \cdot \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+]+K_{NH_4^+}} \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO_{nit}}} \cdot [NH_4^+] - \left(\frac{N}{C}\right)_{Ph} \cdot (1 - \alpha_N) \cdot G_{pmax} \cdot \theta^{T-T_{ref}} \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot [POC]_{phyto} \quad (21)$
$\beta_{[DO]}$	Dissolved oxygen	aeration, growth, mineralization, respiration, nitrification	$\beta_{[DO]} = k_{aera} \cdot ([DO]_{sat} - [DO]) + \left[\left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NH_4}} \cdot \alpha_N + \left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NO_3}} \cdot (1 - \alpha_N) \right] \cdot G_{pmax} \cdot \theta^{T-T_{ref}} \cdot f(I) \cdot f(N) \cdot [POC]_{phyto} - \left(\frac{O}{C}\right) \cdot (\sum_i k^i_P \cdot [POC]_i + \sum_j k^j_D \cdot [POC]_j) \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} - \left(\frac{O}{C}\right)_{Ph_{NH_4}} \cdot (k_P^{detritus} \cdot [POC]_{detritus} + k_R \cdot [POC]_{phyto}) \cdot f(T) \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO}} - \left(\frac{O}{N}\right)_{nit} \cdot k_{nit} \cdot f(T) \cdot \frac{[NH_4^+]}{[NH_4^+]+K_{NH_4^+}} \cdot \frac{[DO]}{[DO]+K_{DO_{nit}}} \cdot [NH_4^+] \quad (22)$ <p>i= SO, WWTP, litter and j=SO, WWTP, fluvial</p>

Table A3: Derived model variables (M: measured, B: bibliography)

Symbols	Name	Formulation	References
$f(T)$	Function limited by temperature	$f(T) = Q_{10}^{\frac{T-T_{ref}}{10}}$ (23)	B: (Regnier and Steefel, 1999)
$f(I)$	Function limited by light	$f(I) = \frac{I_0 \alpha_{PAR} e^{-K_e h}}{I_s} \exp\left(1 - \frac{I_0 \alpha_{PAR} e^{-K_e h}}{I_s}\right)$, I_0 : light intensity ($J\ m^{-2}\ s^{-1}$) (24)	B: (Steele, 1962)
$f(N)$	Function limited by nutrients	$f(N) = \frac{[NH_4^+] + [NO_3^-]}{[NH_4^+] + [NO_3^-] + K_N}$ (25)	B: (Ambrose et al., 1993)
K_e	Attenuation coefficient	$K_e = 0.13 + 0.049 \cdot SSC$ (26)	M: (Irigoien and Castel, 1997)
α_N	fraction of NH_4^+ uptake by phytoplankton	$\alpha_N = \left(\frac{[NH_4^+][NO_3^-]}{(K_N + [NO_3^-])(K_N + [NH_4^+])}\right) + \left(\frac{[NH_4^+]K_N}{([NH_4^+] + [NO_3^-])(K_N + [NH_4^+])}\right)$ (27)	B: (Zheng et al., 2004)
k_{aera}	Aeration rate (s^{-1})	$k_{aera} = k_{600} \left(\frac{600}{Sc_{O_2}}\right)^{-n}$, with $n = \begin{cases} \frac{2}{3} & \text{if } U_{10} < 2\ ms^{-1} \\ -\frac{1}{2} & \text{if } U_{10} > 2\ ms^{-1} \end{cases}$ (28)	B: (Wanninkhof, 1992) B: (Jähne et al., 1987)
k_{600}	Gas transfer velocity normalized to a Schmidt number of 600 ($cm \cdot h^{-1}$)	$k_{600} = 1,8e^{0,0165v} + [1,23 + \log(A)][1 - 0,44SSC] \cdot U_{10}$ (29) v : currents ($m\ s^{-1}$); A : area (km^2); U_{10} : wind at 10 m ($m\ s^{-1}$); SSC: suspended sediment concentration ($g\ L^{-1}$)	M: (Abril et al., 2009)
$[DO]_{sat}$	Dissolved oxygen saturation ($mg\ L^{-1}$)	$[DO]_{sat} = 14.652 - 0.0841 * S + [-0.41022 + 0.00256 * S + A(S, T) * T] * T$ (30) $A(S, T) = 0.007991 - 0.0000374 * S - 0.000077774 * T$ (31) S: salinity and T: temperature ($^{\circ}C$)	B: (Lopes et al., 2008)

Sc_{O_2}	Schmidt coefficient	$Sc_{O_2(T;S)} = \frac{Sc_{O_2(T;35)}}{Sc_{O_2(T;0)}} \cdot S + Sc_{O_2(T;0)} \quad (32)$	B : (Wanninkhof, 1992)
$Sc_{O_2(T;35)}$	Schmidt coefficient at salinity of 35 psu	$Sc_{O_2(T;35)} = 1953,4 - 128T + 3,9918T^2 - 0,050091T^3 \quad (33)$	B : (Wanninkhof, 1992)
$Sc_{O_2(T;0)}$	Schmidt coefficient at salinity of 0 psu	$Sc_{O_2(T;0)} = 1800,6 - 120,1T + 3,7818T^2 - 0,047608T^3 \quad (34)$	B : (Wanninkhof, 1992)

Table A4: Parameters values included in the state variable equations. (M: measured on study area, B: bibliography)

Symbol	Mineralization	Unit	Value	References
k_P^{SO}	kinetics mineralization of POC from sewage overflow	d^{-1}	0.4	M: (Lanoux, 2013)
k_P^{WWTP}	kinetics mineralization of POC from wastewater treatment plant	d^{-1}	0.3	M: (Lanoux, 2013)
k_P^{litter}	kinetics mineralization of POC from litter	d^{-1}	0.005	M: (Lemaire, 2002)
$k_P^{detritus}$	Kinetics mineralization of POC from detritus	d^{-1}	0.01	M: (Lemaire, 2002)
k_D^{SO}	kinetics mineralization of DOC from sewage overflow	d^{-1}	0.2	M: (Lanoux, 2013)
k_D^{WWTP}	kinetics mineralization of DOC from wastewater treatment plant	d^{-1}	0.08	M: (Lanoux, 2013)
$k_D^{fluvial}$	kinetics mineralization of DOC from upstream	d^{-1}	0.005	M: (Lemaire, 2002)
k_R	Rate respiration of phytoplankton	d^{-1}	0.03	M: (Lemaire, 2002)
K_{DO}	Half-saturation constant of DO for mineralization	$\mu\text{mol L}^{-1}$	15	B: (Regnier and Steefel, 1999)
Q_{10}	Temperature coefficient for mineralization	/	2	B: (Regnier and Steefel, 1999)
T_{ref}	Temperature of reference	$^{\circ}\text{C}$	20	/
C/N	Ratio of carbon to nitrogen	/	10	/
O/C	Ratio of oxygen to carbon	/	1	/
Symbol	Photosynthesis			
G_{pmax}	Maximal growth rate of phytoplankton	d^{-1}	0.25	B: (Thouvenin et al., 1994)
K_N	Half-saturation constant for N	$\mu\text{mol L}^{-1}$	0.714	B: (Xue et al., 2014)
I_s	Light intensity of saturation	$\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$	145	B: (Di Toro et al., 1977)

θ_{Ph}	Temperature coefficient of photosynthesis	/	1.066	B: (Zouiten et al., 2013)
α_{PAR}	Fraction of incident solar energy on the surface (PAR)	/	0.45	B : (Brock, 1981)
$(C/N)_{Ph}$	Ratio carbon to nitrogen for phytoplankton	/	6	/
$(O/C)_{Ph_{NH_4^+}}$	Ratio oxygen to carbon for ammonium uptake by phytoplankton	/	1	/
$(O/C)_{Ph_{NO_3^-}}$	Ratio oxygen to carbon for nitrate uptake by phytoplankton	/	1.25	/
Symbol	Nitrification			
k_{nit}	kinetics of nitrification	d^{-1}	0.1	B: (Ambrose et al., 1993)
$K_{NH_4^+}$	Half-saturation constant for NH_4^+	$\mu mol L^{-1}$	100	B: (Billen et al., 1994)
K_{DO}	Half-saturation constant for DO of nitrification	$\mu mol L^{-1}$	15	B: (Regnier and Steefel, 1999)
$(O/N)_{nit}$	Ratio oxygen for nitrogen to nitrification	/	2	/
Symbol	Aeration			
A	Area	km^2	500	M: (Abril et al., 2009)
Symbol	Mortality			
k_m	Kinetics of mortality	d^{-1}	0.01	B: (Thouvenin et al., 1994)